Aus dem Tierhygienischen Institut Freiburg
Leiter: Prof. Dr. H. K. Englert
(Chemische Abteilung, Leitung: Dr. F. Baum)

Vorgelegt aus dem Institut für Physiologie,
Physiologische Chemie und Ernährungsphysiologie
im Fachbereich Tiermedizin
der Ludwig-Maximilians-Universität München
durch
em. o. ö. Prof. Dr. Dr. Dr. h. c. mult. J. Brüggemann

# Zur Frage der Kontamination einheimischer wildlebender Vögel durch chlorierte Kohlenwasserstoffe

Inaugural - Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
des Fachbereichs Tiermedizin der Ludwig-Maximilians-Universität
München

von
Ulrich H. Schneider
aus
Wuppertal

München 1976

Aus dem Tierhygienischen Institut Freiburg
Leiter: Prof. Dr. H. K. Englert
(Chemische Abteilung, Leitung: Dr. F. Baum)

Vorgelegt aus dem Institut für Physiologie,
Physiologische Chemie und Ernährungsphysiologie
im Fachbereich Tiermedizin
der Ludwig-Maximilians-Universität München
durch
em. o. ö. Prof. Dr. Dr. Dr. h. c. mult. J. Brüggemann

# Zur Frage der Kontamination einheimischer wildlebender Vögel durch chlorierte Kohlenwasserstoffe

Inaugural - Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
des Fachbereichs Tiermedizin der Ludwig-Maximilians-Universität
München

von
Ulrich H. Schneider
aus
Wuppertal

München 1976

Gedruckt mit Genehmigung des Fachbereichs

Tiermedizin der Universität
München

Dekan: Prof. Dr. B. Vollmerhaus

Referent: Prof. Dr.Dr.Dr.h.c. mult. J. Brüggemann

Auswärtiger
Berichterstatter: Prof. Dr. H.K. Englert, Freiburg

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Tag der Promotion: 30. Juli 1976

Seite


| | | |
|---|---|---|
| A | EINLEITUNG | 1 |
| B | LITERATURÜBERSICHT | 3 |
| I | Populationsrückgänge | 3 |
| 1 | Greifvögel | 3 |
| 1.1 | Wanderfalke | 3 |
| 1.2 | Habicht | 8 |
| 1.3 | Sperber | 9 |
| 1.4 | Mäusebussard | 10 |
| 1.5 | Turmfalke | 11 |
| 1.6 | Seeadler | 11 |
| 1.7 | Fischadler | 11 |
| 2 | Beispiele von rückläufigen Bestandsentwicklungen bei anderen Vogelarten | 12 |
| 2.1 | Singvogelrückgang | 12 |
| 2.2 | Brandseeschwalben | 13 |
| 2.3 | Brauner Pelikan in Californien | 14 |
| 3 | Ursachen der Rückgangserscheinungen | 14 |
| 3.1 | Biotopveränderungen und -verluste | 14 |
| 3.2 | Bejagung | 15 |
| 3.3 | Fang, Aushorstung | 16 |
| 3.4 | Eiersammler | 17 |
| 3.5 | Salmonellen | 17 |
| 3.6 | Quecksilber | 18 |
| 3.7 | chlorierte Kohlenwasserstoffe | 18 |
| II | Zusammenstellung der wichtigsten insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffe | 20 |
| 1 | DDT | 20 |
| 2 | Lindan | 23 |
| 3 | Aldrin | 24 |
| 4 | Dieldrin | 26 |
| 5 | Heptachlor | 27 |
| 6 | Hexachlorbenzol | 28 |
| 7 | polychlorierte Biphenyle | 29 |
| III | Metabolismus | 32 |
| 1 | DDT | 32 |
| 2 | Aldrin und Dieldrin | 35 |
| 3 | Heptachlor | 36 |
| 4 | PCB | 37 |
| 5 | HCB | 37 |

Seite


IV Toxische und pharmakologische Effekte auf Ökosysteme und Warmblutorganismen 37

1 Akute Toxizität 37
2 Subakute Toxizität 39
2.1 das Prinzip der Nahrungskette 39
2.2 Stoffwechselwirkungen 42
2.3 Reproduktionsstörungen bei Vögeln 47
2.4 Weitere subtoxische Effekte 54
2.5 Synergismus 59

V Rückstandsanalysen 61

1 Allgemeines 61
2 Zusammenstellung der in der Literatur gefundenen Rückstandswerte bei Vogeleiern 63

C EIGENE UNTERSUCHUNGEN 64

1 Material und Methoden 64

1.1 Untersuchungsmaterial 64
1.2 Analysengang 64
1.3 Auswertung 65
1.4 Wiederfindungsrate 66
1.5 Reproduzierbarkeit 67
1.6 Bezugsgrößen 67
1.7 Eigene Ergebnisse 68
1.7.1 Erläuterungen zu den Tabellen 68
1.7.2 Freilebende Wanderfalken 68
1.7.3 Wanderfalken - Gefangenschaft 69
1.7.4 Habicht 70
1.7.5 Sperber 71
1.7.6 Einzelfunde anderer Greifvogelarten und Eulen (Tab. 13)
1.7.7 Andere Vogelarten 72
1.7.8 Zusammenstellung der Durchschnittswerte (Tabellen 23, 24 und 25)
1.7.9 Graphische Darstellungen der HCB-, p,p-DDE- und PCB-Werte 73
1.7.10 Untersuchung auf Salmonellen 74

D Diskussion

1 Vergleich der untersuchten Vogelarten nach Höhe der Belastung mit HCB, p,p-DDE und PCB's 75
2 Bewertung der Einzelergebnisse 78
2.1 Vergleichbarkeit der eigenen Ergebnisse mit den Literaturwerten 78
2.2 Wanderfalke 79
2.2.1 Populationsentwicklung der von uns untersuchten Wanderfalken - Baden-Württemberg 79
2.2.2 Vergleich mit den Literaturwerten 80
2.2.3 Vergleich mit den bei den Zuchtfalken gefundenen Werten 81

Seite


| | | |
|---|---|---|
| 2.3 | Habicht | 83 |
| 2.3.1 | Daten zur untersuchten Population | 83 |
| 2.3.2 | Vergleich mit Literaturwerten | 83 |
| 2.4 | Sperber | 84 |
| 2.4.1 | Vergleich mit Literaturwerten | 85 |
| 2.5 | Seeadler | 86 |
| 2.5.1 | Vergleich mit Literaturwerten | 86 |
| 3 | Bewertung der einzelnen chlorierten Kohlenwasserstoffe | 87 |
| 4 | Salmonellen | 89 |
| 5 | Kritik der Methoden und Ergebnisse | 90 |
| 5.1 | Probenziehung | 90 |
| 5.2 | Vergleiche mit anderen Untersuchungen | 90 |
| 6 | Schlußfolgerungen | 91 |
| 6.1 | Der Einfluß der chlorierten Kohlenwasserstoffe auf die Bestandesentwicklung der Greifvögel | 91 |
| 6.2 | Der Greifvogel als Indikator für die Belastung der menschlichen Umwelt mit kumulierenden chemischen Stoffen | 94 |
| E | Zusammenfassung | 96 |
| F | Summary | 97 |
| G | Literaturverzeichnis | 98 |

## A. Einleitung

Seit über 20 Jahren existieren Berichte über die Kontamination der Natur mit chlorierten Kohlenwasserstoffen auf allen ökologischen Ebenen. Mittlerweile liegen über die beobachteten und mutmaßlichen Folgen dieses Phänomens eine große Anzahl von Untersuchungen vor. Darin werden die Pestizide allgemein, v.a. aber die chlorierten Kohlenwasserstoffe immer wieder mit Populationsrückgängen verschiedener Vogelarten in Zusammenhang gebracht. Diese Rückgänge werden verstärkt etwa seit Ende des 2. Weltkrieges beobachtet, was mit dem Beginn des massiven und ständig steigenden Einsatzes von Pestiziden in Land- und Forstwirtschaft und Seuchenbekämpfung koinzidiert.

Ob das Zusammentreffen beider Phänomene streng kausal gesehen werden muß, ist generell kaum zu entscheiden, da noch eine Reihe anderer Faktoren für die Rückgangserscheinungen verantwortlich gemacht werden; dabei sind in erster Linie Biotopverluste vor allem stenöker Arten, Bejagung, Fang, Falknerei, Sammeln der Eier und Salmonellose zu nennen.

In all diesen Arbeiten nehmen die Greifvögel eine hervorragende Stellung ein. Ursache dafür ist wohl zunächst das besondere Interesse, das man dieser Vogelgruppe seit jeher aus emotionalen Gründen entgegenbringt.

Den Greifvögeln, wie prinzipiell allen carnivoren Tierarten, kommt jedoch nicht nur aus diesen Gründen, sondern auch in ihrem natürlichen Lebensraum eine besondere Bedeutung zu. Sie stehen am Ende von Nahrungsketten in denen biologische Konzentrationsmechanismen stattfinden. Auf diesem Wege können vor allem schwer metabolisierbare und hydrophobe chemische Verbindungen, wie die hier zu behandelnden chlorierten Kohlenwasserstoffe, erheblich angereichert werden, so daß in den Endgliedern dieser Ketten die höchsten in der Natur zu findenden Rückstände gemessen werden.

Auch der Mensch ist als Endglied von Nahrungsketten anzusehen; er ist vielleicht nicht im gleichen Maße exponiert, wie manche Greifvögel, doch der Mechanismus der Kumulation ist prinzipiell der gleiche.

Insofern kommt also den carnivoren Vögeln eine Indikatorfunktion für die Belastung auch unserer menschlichen Umwelt mit schwer abbaubaren organischen Stoffen zu. Das ist um so bedeutsamer, weil in Proben von menschlichem Fettgewebe und Muttermilch schon teilweise bedenkliche Mengen von chlorierten Kohlenwasserstoffen gefunden wurden.

## B. Literaturübersicht

### I. Populationsrückgänge

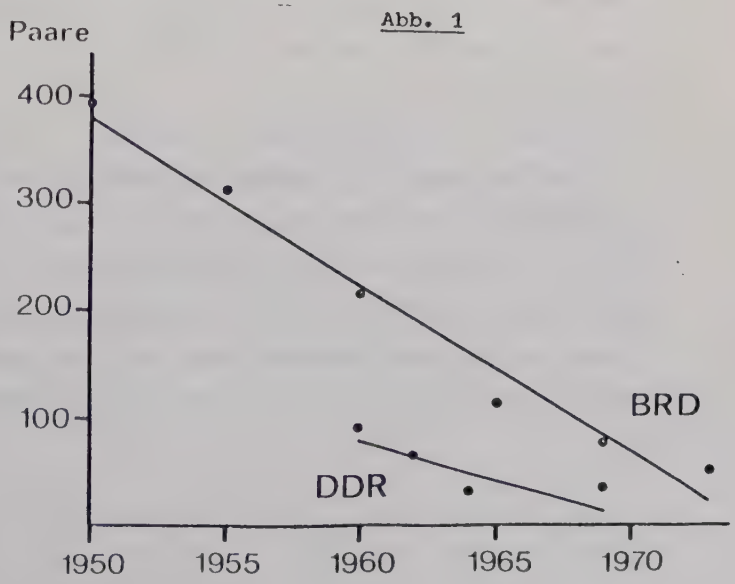
Die folgenden Angaben erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sie sollen nur einen Überblick über die überall beobachteten Bestandsrückgänge bei Greifvögeln und einigen anderen Vogelgruppen geben. Bei all diesen Beispielen werden unter anderem chlorierte Kohlenwasserstoffe als Ursache der Bestandsrückgänge diskutiert.

### 1. Greifvögel

#### 1.1. Wanderfalke (Falco peregrinus)

Der Wanderfalke ist wohl die bekannteste der vom Aussterben bedrohten Greifvogelarten. Sie hat von jeher Öffentlichkeit und Ornithologen in besonderem Maße interessiert, sodaß über die Bestandsentwicklung umfangreiches Material vorliegt.

Abb. 1:
Ungefähre Zahl der Brutpaare (Punkte) des Wanderfalken in der Bundesrepublik Deutschland und in der Deutschen Demokratischen Republik (Nach GLUTZ, BAUER und BEZZEL 1971 und Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz) und Regressionsgeraden.



1.1.1. Bundesrepublik Deutschland

Für 1950 wird die Zahl der Brutpaare in der Bundesrepubl mit 320 - 410 angegeben; 1965 sind davon noch 70 - 90 übriggeblieben, das bedeutet einen Rückgang um 77 % (MEB 1968; THIELCKE 1974). Heute gibt es in der Bundesrepubli noch etwa 50 Brutpaare (THIELCKE 1974), wovon etwa 25 Paare in Baden-Württemberg (BW) die einzige noch stabile Population bilden. Im Norden der BRD ist der Wanderfalke praktisch ausgestorben. Lediglich im Weserbergland hat in der Brutsaison 1974 noch ein Brutpaar gebrütet (Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW , pers.Mitt).

Die restlichen Paare verteilen sich auf die fränkische Schweiz und Oberbayern (AGW). Die Population in BW (mit Schwerpunkt auf der Schwäbischen Alb) ist seit etw 6 - 7 Jahren nicht mehr rückläufig, wird aber auch seit 10 Jahrer von der zu diesem Zweck gegründeten Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz während der Brutzeit intensiv bewacht (AGW, SCHILLING, pers. Mitt.).

Die durchschnittliche Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro erfolgreiches Brutpaar betrug in BW in der Brutsaison 1974 2,5. Nach MEBS (1971) müssen 2,2 Jungvögel pro Paar ausfliegen, um den Brutbestand konstant zu halten. Die entsprechende Zahl betrug Anfang der 50er Jahre 1 - 2 bei den 10 in Westfalen brütenden Paaren (DEMANDT 1953).

### 1.1.2. DDR

Der Bestand ist von 80 - 100 im Jahre 1960 auf 29 - 43 Paare in den Jahren 1968 und 1969 zurückgegangen (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971; THIELCKE 1974). (s.Abb.1).

Nach KLEINSTÄUBER (1968) flogen in der sächsischen Schweiz von 1929 - 1938 bei 8 - 10 Paaren 109 Junge aus. Von 1954 - 1964 produzierten dort 4 Paare 16 ausgeflogene Junge. In einem anderen Gebiet flog 1963 von 10 Paaren ein Junges aus.

Für die baumhorstende Population Mecklenburgs konnte der allgemeine Trend ebenfalls bestätigt werden, der Verlust von 1950 bis 1965 betrug 80 %. Seit dieser Zeit erfolgte aber offensichtlich eine Stabilisierung auf 12 sicher beflogene Reviere (1960:23). Die Zahl der Jungen pro erfolgreicher Brut betrug 2,0, liegt also nur dicht unter dem für die Erhaltung des Bestandes nötigen Wert (SCHRÖDER 1970; MEBS 1971).

### 1.1.3. Frankreich

Nach TERRASSE (1968) ist die Population von 1935 bis 1965 von 300 - 500 auf 100 - 150 Brutpaare zurückgegangen. Für 14 Horste in Burgund wird eine Ausflugrate pro besetztem Horst von 0,8 Jungvögeln angegeben. Seit 1965 soll sich auch hier die Population auf ca. 100 (TERRASSE 1968) bzw. 87 Brutpaare (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971; THIELCKE 1974) stabilisiert haben.

### 1.1.4. Großbritannien

Die Situation der Wanderfalken in Großbritannien ist sehr intensiv von RATCLIFFE erforscht worden. Zwischen 1930 und 1939 sollen im Durchschnitt 650 Paare auf der Insel gebrütet haben. In den Kriegsjahren 1939 - 1945 hat die Population dann leicht abgenommen, um sich danach wieder zu erholen. Doch das beschränkt sich nur auf bestimmte Regionen, was die Tatsache bestätigt, daß die Gesamtpopulation zwischen 1900 und 1955 nur geringgradige Fluktuationen zeigte (RATCLIFFE 1963).

Etwa im Jahre 1955 beginnt dann der rapide Rückgang des Wanderfalken. 1961 kontrollierte RATCLIFFE von 718 bekannten Horsten 431, davon waren 258 mit Brutpaaren besetzt; nur 82 Paare hatten erfolgreiche Bruten. 1962 waren von 488 kontrollierten Horsten 241 besetzt und davon 68 (13 %) erfolgreich. (RATCLIFFE 1963, CRAMP 1963). In einer weiteren Untersuchung (RATCLIFFE 1965) wurden für die Jahre 1962 bis 1964 Angaben für 137 kontrollierte Horste gemacht.

Davon waren:

| | besetzt | erfolgreich |
|---|---|---|
| 1962 | 83 | 35 |
| 1963 | 62 | 27 |
| 1964 | 66 | 35 |

Nach 1963 scheint sich also die Population bei etwa 40 % des Vorkriegsbestandes stabilisiert zu haben, wobei heute der Wanderfalke in Südengland praktisch ausgestorben ist und die Bestände zum Norden der Insel hin anwachsen, mit

der dichtesten Population in den schottischen Highlands. (RATCLIFFE 1967). Dort wird ab 1963 sogar eine leichte Zunahme beobachtet (RATCLIFFE 1968 ).

### 1.1.5. Nordamerika

In den USA scheint der Wanderfalke als Brutvogel östlich des Mississippi ausgestorben zu sein. Vor dem 2. Weltkrieg gab es in diesem Gebiet etwa 300 bekannte Brutplätze. Westlich des Mississippi sind ebenfalls Rückgänge aus allen Gebieten gemeldet worden, in denen Untersuchungen angestellt wurden (ENDERSON 1965); z.B. in Pennsylvanien (RICE 1968):

1939 - 1946 flogen an 17 besetzten Horstplätzen 81 Junge aus (1,25 ausgeflogene Jungvögel pro Brut und Jahr).

1947 - 1952 flogen bei 6 besetzten Horstplätzen 0,3 Jungvögel pro Brut und Jahr aus.

1953 - 1957: In diesen 4 Jahren flogen 8 Jungvögel in diesem Gebiet aus.

In den Jahren 1958 und 1959 konnten die verbliebenen 3 Brutpaare keine Jungvögel mehr zum Ausfliegen bringen.

Alaska ist wohl der einzige Staat der USA, in dem brütende Wanderfalken noch relativ häufig vorkommen. In zwei Untersuchungen einer Population am Yukon 1960 und 1968 konnten keine nennenswerten Populationsschwankungen festgestellt werden (CADE et al. 1960 und 1969; ENDERSON, BERGER et al. 1968).

Doch in einer späteren Arbeit berichten CADE et al. (1971) schon von Symptomen, die mit den von RATCLIFFE für Großbritannien aufgezeigten verglichen werden können Im Kontrollgebiet am Yukon waren 60 % der bekannten Hors ohne Bruterfolg, aus den 7 verbleibenden erfolgreichen Horsten flogen allerdings 18 Junge aus. Das ist eine dur aus gesunde Ausflugrate, die mit der der südwestdeutschen Population vergleichbar ist.

Doch auch auf Grund von Eischalenmessungen und Rückstands analysen (siehe Kap. III.2 und Kap. IV) sehen die Autore für die Wanderfalken Alaskas den Beginn der rückläufigen Tendenz der Bestandsentwicklung gekommen.

## 1.2. Habicht (Accipiter gentilis)

### 1.2.1. Bundesrepublik Deutschland

Fast überall ist ein stetiger und starker Rückgang ab 1955 zu beobachten (THIELCKE 1970 und 1974). In Nordrhein-Westfalen (NRW) nahm die Zahl der Brutpaare von 500 im Jahre 1967 auf 300 im Jahre 1971 ab (MEBS 1972, zit.n. THIELCKE 1974). Aus Oberbayern liegt eine Untersuchung v RUST (1971) über die Bestandsentwicklung auf einer Prob fläche von 2.520 $km^2$ vor. (s.Abb.2)

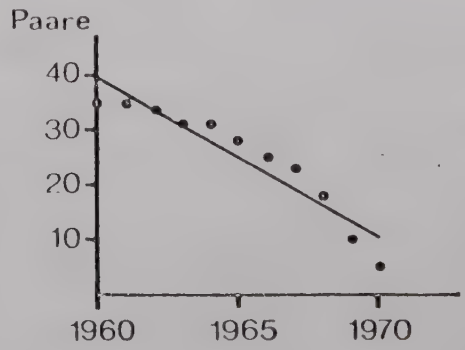



Abb. 2:
Zahl der Brutpaare (Punkte) des Habichts auf einer Probefläche in Oberbayern (252.000 ha), nach RUST (1971) und Regressionsgerade.

### 1.2.2. Niederlande

In den Niederlanden wurde von 1959 bis 1966 eine Abnahme von 80 auf 12 Brutpaare berichtet; danach, im Jahre 1967, erholte sich der Bestand allerdings wieder auf 20 Brutpaare (THIELCKE, 1974). Der Rückgang ab 1955 gilt ähnlich für praktisch alle genauer untersuchten Gebiete Westeuropas (GLUTZ, BAUER, BEZZEL, 1971).

### 1.3. Sperber

"In einigen Teilen der BRD und der DDR scheint besonders in den 60er Jahren ein rapider Rückgang eingesetzt zu haben, der lokal sogar zum Erlöschen des Bestandes führte". (GLUTZ, BAUER, BEZZEL, 1971).

Das wird dokumentiert durch die Angaben von MEBS (1972, nach THIELCKE, 1974), daß in NRW 1967 noch etwa 600, 1971 aber nur noch 10 Bruten festgestellt werden konnten. TROMMER (1971) berichtet von katastrophalen Schlupfergebnissen bei Sperbern im Raume Coburg: In den Jahren 1968, 1969 und 1970 betrug dort die durchschnittliche Schlupfrate 34 % (13,5 - 55,7 %) bei normalen Gelegegrößen von durchschnittlich 4 Eiern.

### 1.3.2. Großbritannien

In einem von NEWTON (1973) untersuchten Gebiet in Südschottland wurden im Jahre 1971 109 Horste mit Gelegen festgestellt, davon sind 66 Junge ausgeflogen. Auch aus Süd- und Ostengland wird ein starker Rückgang der Sperber ab 1955 festgestellt (CRAMP, 1963), wobei genaue Angaben fehlen.

## 1.4. Mäusebussard (Buteo buteo)

### 1.4.1. Bundesrepublik Deutschland

Diese Art gilt in der Bundesrepublik Deutschland zur Ze. nicht als gefährdet, obwohl kaum großflächige Bestandsaufnahmen vorliegen. Lediglich von 400 $km^2$ auf der Schwäbischen Alb liegt für die 60er Jahre eine Untersuch vor (ROCKENBAUCH, 1974). Die starken Schwankungen in der Zahl der Brutpaare gehen sicherlich mit denen der Mäusepopulation in sog. Mäusejahren, bzw. schneereichen Winter einher. (S.Abb.3).

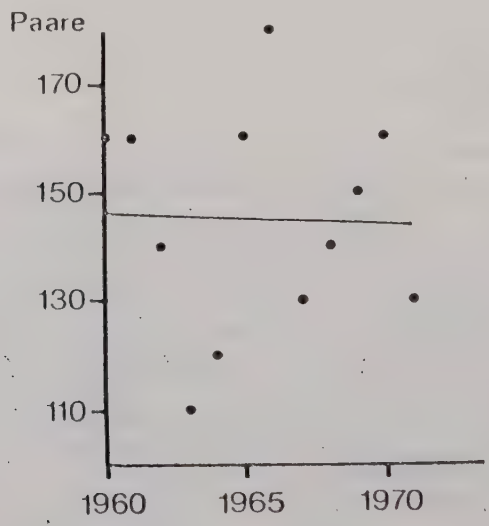



Abb. 3 Ungefähre Zahl der Brutpaare (Punkte) des Mäusebussards (Buteo buteo) auf einer Probefläche von 400 $km^2$ in der Schwäbischen Alb (nach ROCKENBAUCH, 1974) und Regressionsgerade. Eine mögliche Abnahme läßt sich nicht sichern.

## 1.5. Turmfalke (Falco tinnunculus)

### 1.5.1. Bundesrepublik Deutschland

Der Turmfalke ist in Mitteleuropa wohl der häufigste Greifvogel. Über Bestandsrückgänge ist bis jetzt kaum berichtet worden (THIELCKE, 1974).

### 1.5.2. Großbritannien

Hier wird von CRAMP (1963) ein Rückgang ab 1955 in bestimmten Gebieten angegeben, genaue Angaben fehlen jedoch.

## 1.6. Seeadler (Haliaeetus albicilla)

### 1.6.1. Bundesrepublik Deutschland

In Schleswig-Holstein existierte im Jahr 1973 noch ein Restbestand von 5 Brutpaaren, dessen Zahl sich allerdings in den letzten 20 Jahren kaum geändert hat. Der Bruterfolg ist sehr gering, in den letzten Jahren ist jeweils höchstens ein Jungvogel ausgeflogen (THIELCKE, 1974; KOEMAN , 1973; GLUTZ, BAUER, BEZZEL, 1971).

## 1.7. Fischadler (Pandion haliaetus)

### 1.7.1. Bundesrepublik Deutschland

Hier wurde der Fischadler als Brutvogel schon im 19. Jahrhundert ausgerottet.

### 1.7.2. Nordeuropa

In Schweden und Finnland ist der Fischadler noch weit verbreitet (Finnland ca. 1.000, Schweden ca. 2.000 Brutpaare; nach THIELCKE, 1974).

Doch gerade aus Schweden wird über bedenkliche Tendenze vor allem in der Rückstandsfrage berichtet (ODSJÖ, 1971).

1.7.3. USA

Aus Connecticut wird von AMES (1963 und 1966) berichtet, daß der Fischadler-Bestand seit 9 Jahren jährlich um ca. 30 % abnimmt mit 0,4 bis 0,54 ausgebrüteten Eiern pro Hors

PETERSON (1969) konnte im gleichen Gebiet in den Jahren 1968 und 1969 bei 10 bzw. 11 kontrollierten Horsten nur jeweils einen ausgeflogenen Jungvogel feststellen. Die Gesamtpopulation in diesem Gebiet ging von 150 Brutpaaren im Jahre 1954 auf 10 Paare 1968 zurück. Auch im Gebiet der großen Seen waren starke Einbußen zu verzeichnen, wogegen in den Staaten Maryland und Florida im Süden der USA normale Verhältnisse vorlagen (PETERSON, 1965).

## 2. Beispiele von rückläufigen Bestandsentwicklungen bei anderen Vogelarten

### 2.1. Singvogelrückgang

Die umfangreichste Untersuchung in der BRD ist wohl auf der Halbinsel Mettnau im Bodensee von BERTHOLD (1972 und 1973) vorgenommen worden. Er konnte durch Fänge durchziehender Vögel unter konstanten Bedingungen bei 27 Singvogelarten zum Teil erhebliche Rückgänge nachweisen. Bei 14 Arten betrugen die Rückgänge jeweils über 50 %, so z.B. beim Zaunkönig 66 %. Nach diesen Untersuchungen ist die Dorngrasmücke (Sylvia communis) am stärksten betroffen, die Fänge gingen von 1968 bis 1970 um 88 % zurück (BERTHOLD, 1973). Das ist vergleichbar mit Ergebnissen aus England, wo die Population der Dorngrasmücke von 1968 bis 1969 um 77 % zurückging (GLUE 1970 ).

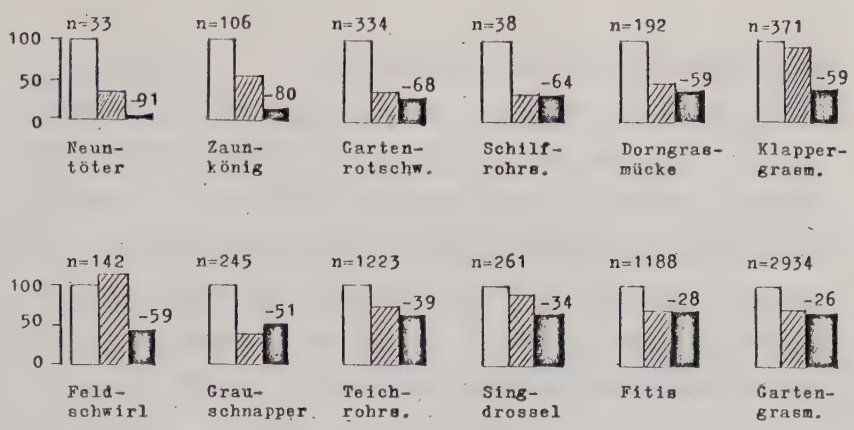



Abb. 4 Rückgang der Fangzahlen von Kleinvögeln auf der Außenstation der Vogelwarte Radolfzell am Bodensee von 1968 bis 1970. Weiße, schraffierte und schwarze Balken: Prozent-Werte der Fangzahlen von 1968 bzw. 1969 und 1970; Zahlen von 1968 = 100 %. Die Zahlen über den schwarzen Balken geben den Rückgang von 1968 bis 1970, bezogen auf 1968, in % an. n: Gesamtzahl der von 1968 bis 1970 gefangenen Vögel einer Art. (nach BERTHOLD, 1973).

## 2.2. Brandseeschwalbe (Sterna sandvicensis)

Von KOEMAN (1967) wird von katastrophalen Rückgängen in der Brandseeschwalbenpopulation an der niederländischen Küste berichtet (s.Abb. 5).

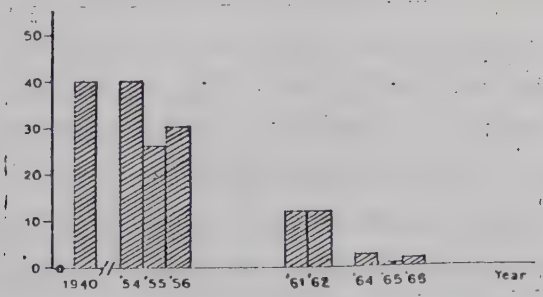



Abb. 5 Anzahl von Brutpaaren der Brandseeschwalbe in den Niederlanden von 1940 bis 1966 (nach KOEMAN et al., 1967)

## 2.3. Brauner Pelikan in Californien

Auf den Anacapa-Inseln vor der kalifornischen Küste hat im Jahre 1969 eine Kolonie von 300 Brutpaaren des braunen Pelikans keinen einzigen Jungvogel hochgebracht (PEAKALL, 1970). Dieses Phänomen wird von verschiedenen amerikanischen Autoren als ein Modellfall dafür angesehen, daß chlorierte Kohlenwasserstoffe für Eischalenverdünnung und damit Populationsrückgänge verantwortlich sind.

# 3. Ursachen der Rückgangserscheinungen

## 3.1 Biotopveränderungen und -verluste

Zunehmende Überbauung freier Landschaft, Trockenlegung von Feuchtgebieten, Ausbau von Gewässern und moderne Wirtschaftformen in Land- und Forstwirtschaft nehmen vielen Vogelarte die Lebensgrundlagen und sind für den Rückgang zahlreicher Arten verantwortlich.

So ist z.B. die Zerstörung stadtnaher Waldgebiete beim Habicht und Sperber Ursache für den Verlust von Brutplätzen (LATZEL, 1972). Durch die wachsende Zahl von Hochspannungsleitungen kommt es beispielsweise beim Habicht zu vielen Totalverlusten (THIELCKE, 1974). Die Zerstörung und Erschließung alter Auwälder und Riedflächen hat sicherlich bereits bei der Verdrängung des Seeadlers eine bestimmende Rolle gespielt (THIELCKE, 1974); heute noch andauernde Maßnahmen dieser Art bedrohen weiterhin Brutplätze selten gewordener Greifvögel (rote Liste ).

3.2. Bejagung

Obwohl gerade die gefährdeten Greifvogelarten in den meisten Bundesländern jetzt eine ganzjährige Schonzeit haben, kommt es immer noch zu Abschüssen, sicherlich nicht unbedingt von Jagdscheininhabern. Die Mär vom Greifvogel als Nahrungskonkurrenten scheint auch in unserer Überflußgesellschaft noch nicht ausgestorben zu sein. So wurde Ende der 60er Jahre in Schleswig-Holstein ein Seeadlerweibchen am Horst abgeschossen (THIELCKE, 1974).

Auch sollen die Bestandsrückgänge des Habichts in nicht unerheblichem Maße durch direkten Abschuß verursacht sein (GLUTZ, BAUER, BEZZEL, 1971; RUST, 1971). Noch nach Durchsetzung der ganzjährigen Schonzeit wurden im Kreis Lahr in jüngster Zeit mehrfach Habichte als geschossen gemeldet, was allerdings mit empfindlichen Geldbußen geahndet wurde (WESTERMANN, mdl.Mittl).

Nach einer Untersuchung der Todesursachen von 107 deutschen und 46 finnischen Wiederfunden von beringten Wanderfalken wurde festgestellt, daß die meisten Todesfälle auf menschliche Verfolgung zurückgehen (MEBS, 1971).

In Niedersachsen wurden laut amtlicher Statistik allein im Jahr 1967 5.623 Greifvögel geschossen (THIELCKE, 1970). Eine Reihe weiterer Beispiele sind in der zitierten Literatur angegeben.

3.3. Fang, Aushorstung

"Derzeit muß man die Zahl der in der Bundesrepublik gefangengehaltenen Greifvögel und Eulen auf 30.000 bis 50.000, darunter mindestens 200, möglicherweise 300, 400 oder mehr Wanderfalken, beziffern. Wenn 300 Wanderfalken gehalten werden, die höchstens zwei Jahre in der Hand eines durchschnittlichen Halters am Leben bleiben, so müssen jährlich 150, in zehn Jahren 1.500 und in 25 Jahren seit Kriegsende 3.750 Wanderfalken in die Hände von Liebhabern gelangt sein. Erfahrungsgemäß gehen bei der Aushorstung, dem Transport und Zwischenhandel mindestens noch einmal so viele Vögel zugrunde, wie bei späteren Haltern aufgestellt werden können." (AGW, 1974, pers. Mitt.).

Aushorstungen werden als Hauptursache für den Bestandesrückgang des Wanderfalken angesehen (THIELCKE, 1970 und 1974). Aus diesem Grunde werden die Horstplätze des Wanderfalken in BW seit etwa 10 Jahren während der Brutzeit intensiv bewacht. Im Jahre 1965 sollen auf der Schwäbischen Alb etwa 20 Brutpaare mit 2 oder 3 erfolgreichen Bruten gehorstet haben (MEBS, 1968). Es ist sicherlich kein Zufall, daß sich seit dieser Zeit die Wanderfalkenpopulation auf der Schwäbischen Alb stabilisiert hat (SCHILLING, 1974, pers. Mitt.;ROCKENBAUCH, 1970).
Auch der Bestand von Sperber und Habicht ist von Aushorstungen zum Zwecke der Falknerei und Zurschaustellung bedroht (RUST, 1971; GLUTZ, BAUER, BEZZEL, 1971; THIELCKE, 1970 und 1974).

3.4. Eiersammler

Eiersammler waren sicher in früheren Jahren eine nicht zu unterschätzende Gefahr für den Bestand mancher Vogelarten, davon zeugen die umfangreichen Sammlungen von Museen und Privatleuten. Aber auch noch heute werden für die Seeadlereier aus Schleswig-Holstein phantastische Preise geboten (THIELCKE, 1974).

3.5. Salmonellen

Aus Mulm, Gewöllen, Schmelz und Rupfungen von 6 Wanderfalkenhorsten in Niedersachsen konnte TABKEN (1972) Salmonellen isolieren und zwar viermal S.infantis, je einmal S.manchester, S.paratyphi B, S.typhimurium var. Copenhagen und S.dublin, je 2 mal S.enteritidis und S.typhi. Da nach Angaben des Autors die Haustaube zu 63 % die Nahrung des Wanderfalken ausmacht und als Salmonellenträger bekannt ist (Lit.-Angaben bei TABKEN, 1972), soll sie verantwortlich sein für eine Verseuchung des Wanderfalken und seiner Gelege mit Salmonellen und somit auch für die Rückgänge. Der Wanderfalke erkrankt demnach entweder direkt an Salmonellose bzw. Paratyphus und fällt unter dem klinischen Symptom der Flügellähme während des Fluges mit verkrampfter Flugmuskulatur zu Boden, oder er infiziert das Ei durch seinen Kot bzw. Beuteteile. In beiden Fällen unterbleibt die Fortpflanzung (STEINIGER, 1974).

Aus diesen Gründen wurden einige Horste im Februar 1971 mit Chlorellin desinfiziert. Danach kamen 1971 4 Wanderfalken zum Ausfliegen, was jedoch teilweise nur am Vorliegen von entsprechenden Gewöllen festgestellt werden

konnte (STEINIGER, 1974).

Der Erfolg konnte leider nicht wiederholt werden, denn 1972, 1973 und 1974 war in dem betreffenden Gebiet nur noch ein Horst besetzt (STEINIGER, 1974; AGW, 1974, pers. Mitt.).

## 3.6. Quecksilber

In Schweden konnte eine augenfällige Abnahme verschiedener Vogelarten auf Quecksilberverbindungen zurückgeführt werden (JENNING, 1968). Als hauptsächliche Ursache wurde die umfangreiche Anwendung quecksilberhaltiger Präparate in Landwirtschaft (Beizmittel) und Holzveredelungsindustrie (Konservierungsmittel) festgestellt. Gebeizte Aussaat schädigte Körnerfresser und durch diese, über die Nahrungskette, Greifvögel. Vor allem bei Fisch- und Seeadlern war ein stark absinkender Schlupferfolg zu verzeichnen.

## 3.7. Chlorierte Kohlenwasserstoffe

1948 wurde für die Entdeckung der insektiziden Wirkung des DDT dem Basler Chemiker PAUL MÜLLER der Nobelpreis für Medizin verliehen. Seit etwa dieser Zeit werden DDT und andere chlorierte Kohlenwasserstoffe in großem Maßstab zur Insektenbekämpfung in Land- und Forstwirtschaft sowie Seuchenbekämpfung eingesetzt. Bis heute sollen nach Schätzung der WHO/FAO etwa 3 Millionen Tonnen DDT in die Umwelt gelangt sein (TAHORI, mdl. Mitt., 1974).

Etwa seit dem gleichen Zeitpunkt datieren die starken Bestandsrückgänge (PRZYGODDA, RATCLIFFE, 1963), insbesondere verschiedener Greifvogelarten. Obwohl die zuvor angeführten Ursachen sicherlich in vielen Fällen entscheidend zu den teilweise katastrophalen Bestandsrückgängen beigetragen haben, ist die zeitliche Koinzidenz von Beginn der globalen Bestandsrückgänge und der ebenfalls globalen DDT - Anwendung nicht zu übersehen (HICKEY et al. 1968).

Es liegt also nahe, den allgemein rückläufigen Trend der Greifvogel-Bestandsentwicklung kausal auf Pestizideinwirkung zurückzuführen.

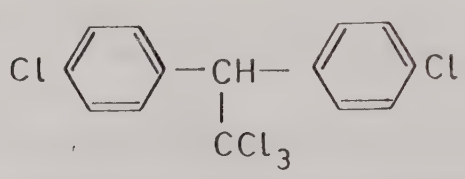
Das Bewußtsein für diesen Zusammenhang wurde erst Anfang der sechziger Jahre mit dem Buch "Der stumme Frühling" von RACHEL CARSON (1962) auch für eine breite Öffentlichkeit geweckt. Das war auch der Anstoß für die internationale Pestizidforschung und -analytik. Eine Zusammenstellung von gefährdeten Vogelarten soll im Kapitel V erfolgen.

## II. Zusammenstellung der wichtigsten (bioziden) chlorierten Kohlenwasserstoffe

### 1. DDT = Dichlordiphenyltrichloräthan

#### 1.1. Chemische Bezeichnung und Formel

1,1-Bis-(p-chlorphenyl)-2,2,2-trichloräthan




#### 1.2. Löslichkeit (MAIER-BODE 1965)

In Wasser sehr wenig löslich: bei 25 °C 1,2 µg in 1 l, gute Löslichkeit in Fetten und Ölen, z.B. lösen 100 ml Kokosnußöl bei 30 °C ca. 10 g des Insektizides.

#### 1.3. Stabilität

DDT wird in Lösung durch Alkalien und organische Basen dehydrochloriert; Eisen, Aluminium und UV-Licht fördern den Abbau (PERKOW 1971). Im Boden ist DDT jahrelang haltbar, wobei die Stabilität von Bodenart, Temperatur und Aufwandmenge abhängt. In einem Fall wurden 7 Jahre nach der Bodenbehandlung noch 80 % der eingesetzten Menge wiedergefunden (MAIER-BODE 1965).

## 1.4. Anwendung

Das Hauptanwendungsgebiet ist die Bekämpfung seuchenübertragender Insekten, wie Anopheles-Mücke (Malaria) und Tsetse-Fliege (Trypanosomiasis). DDT wird daneben, wenn auch in immer geringerem Maße, zur Fliegenbekämpfung in geschlossenen Räumen, beim land- und forstwirtschaftlichen Pflanzenschutz und bei der Bekämpfung von Vorratsschädlingen eingesetzt. Auf diese Weise sind bis jetzt etwa 3 Millionen Tonnen DDT verbraucht worden (MAIER-BODE 1965; TAHORI 1974, mdl.Mitt.).

## 1.5. Verteilung

Schon knapp 20 Jahre nach Beginn der "DDT-Ära" konnte DDT in der ganzen Welt auf allen ökologischen Ebenen nachgewiesen werden. DDT wurde im Luftstaub der BRD (WEIL 1973) und in Pinguinen, Robben und Krabben der Antarktis (SLADEN 1966) nachgewiesen. Durch Adsorption an den Luftstaub (WEIL 1973) werden DDT und auch andere chlorierte Kohlenwasserstoffe in der gesamten Atmosphäre verteilt (ROBINSON 1970).

Diese Verteilung der DDT-Bürde über den ganzen Erdball kann auch durch Wechselwirkungen der verschiedenen Oekosysteme untereinander vermittelt werden: Zugvögel bringen ihre zumeist in subtropischen Ländern aufgenommenen Pestizide in den Nahrungskreislauf West- und Nordeuropas ein (ULFSTRAND 1972, PERSSON 1972). Plankton, durch Meeresströmungen transportiert, soll verantwortlich sein für die in entlegenen Gebieten der Antarktis gefundenen Rückstände

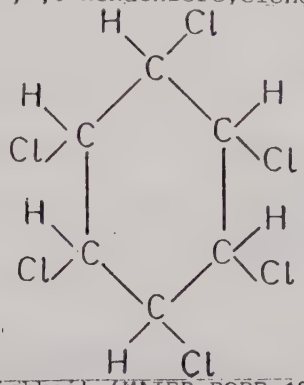
in Pinguinen (SLADEN 1966).

Es ist daher eine Illusion, zu glauben, die Belastung des Oekosystemes für Länder mit DDT-Verbot könnte in naher Zukunft spürbar geringer werden, zumal für jedes einzelne Oekosystem der DDT-Output auf Grund der enormen Stabilität des DDT nur einen Bruchteil des Input ausmacht (HARRISON 1970). Obwohl sich in der Literatur nur sehr spärliche Angaben finden, dürften die Verteilungsphänomene bei den anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen prinzipiell die gleichen sein, wobei zu beachten ist, daß die eingesetzten Mengen bei weitem nicht die des DDT erreichen.

## 2. Lindan = γ- HCH = γ-BHC

### 2.1. Chemische Bezeichnung und Formel

γ-1,2,3,4,5,6-Hexachlorcyclohexan



### 2.2. Löslichkeit (MAIER-BODE 1965)

In Wasser bei 20 °C 10 mg/l, in organischen Lösungsmitteln, Fetten und Ölen sehr leicht löslich.

### 2.3. Stabilität (MAIER-BODE 1965; PERKOW 1971)

Lindan ist luft-, wasser-, licht- und hitzebeständig und nur gegen Alkalien empfindlich. Die Haltbarkeit im Boden erreicht die des DDT meistens nicht. Man kann im allgemeinen mit einer Abnahme des Lindan-Gehaltes je nach Bodenart, Bodenfeuchtigkeit, Temperatur und pH-Wert des Bodens innerhalb eines Jahres um 40 - 80 % der Ausgangsmenge rechnen.

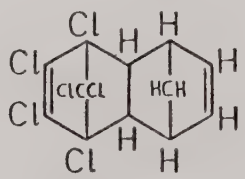
### 2.4. Anwendung (MAIER-BODE 1965)

Rohlindan ohne Zusätze wird nur in der Forstwirtschaft eingesetzt, da es in Pflanzen zu Geschmacksbeeinträchtigungen führt. Im allgemeinen wird reines Lindan in Kombination mit anderen insektizid-wirksamen Stoffen eingesetzt, so in Land- und Forstwirtschaft, aber auch im Malaria-Bekämpfungsprogramm der WHO.

## 3. Aldrin = Hexachlortetracyclodecadien

### 3.1. Chemische Bezeichnung und Formel

1,2,3,4,10,10-Hexachlor-1,4,4a,5,8,8a,-hexahydro 1,4,5,8-(endo-exo)-methylen -naphthalin




Aldrin gehört wie Dieldrin zu den Cyclodienen.

3.2. Löslichkeit (MAIER-BODE 1965)

In Wasser bei 25 °C weniger als 50 µg in 1 l, in organischen Lösungsmitteln, Fetten und Ölen leicht löslich.

3.3. Stabilität (MAIER-BODE 1965; PERKOW 1971)

Aldrin wird durch Wasser, Alkalien, organische Basen nicht zersetzt. Starke Säuren und Oxydationsmittel greifen an der Doppelbindung des chlorfernen Kerns an, Peroxyde oder Persäuren führen Aldrin in sein Epoxyd, das Insektizid Dieldrin über.

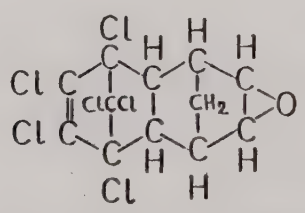
3.4. Anwendung (MAIER-BODE 1965)

Aldrin ist 1948 von der Firma Julius Hyman u. Co. in Denver/Colorado als Insektizid entwickelt worden. Es wird seitdem vor allem zur Bekämpfung landwirtschaftlicher Schadinsekten eingesetzt.

## 4. Dieldrin = HEOD

### 4.1. Chemische Bezeichnung und Formel

1,2,3,4,10,10-Hexachlor-6,7-epoxy-1,4,4a,5,6,7,8,8a-Octahydro- 1,4,5,8-bis-(endo-exo)-methylen -naphthalin



### 4.2. Löslichkeit (MAIER-BODE 1965)

In Wasser bei 25 °C weniger als 100 µg in 1 l, sonst ähnlich wie Aldrin.

### 4.3. Stabilität (MAIER-BODE 1965; PERKOW 1971)

Dieldrin ist im Boden beständiger als Aldrin, es wird langsam durch Wasser, schnell durch Säuren und Alkalien hydrolysiert.

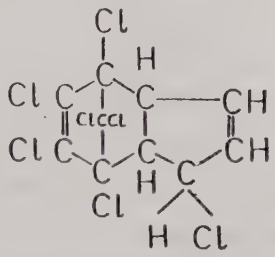
### 4.4. Anwendung (MAIER-BODE)

Wie Aldrin

## 5. Heptachlor

### 5.1. Chemische Bezeichnung und Formel

1,4,5,6,7,8,8-Heptachlor-3a,4,7,7a-tetrahydro-4,7 endo-methano-inden




### 5.2. Löslichkeit (PERKOW 1971)

Sehr schwer löslich in Wasser, löslich in vielen organischen Lösungsmitteln, Fetten und Ölen.

### 5.3. Stabilität (PERKOW 1971)

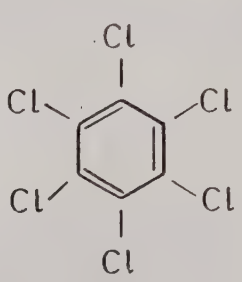
Heptachlor ist sehr stabil, mit Alkalien ist langsame Salzsäureabspaltung möglich.

### 5.4. Anwendung (PERKOW 1971; BURRAGE 1972)

Heptachlor wird hauptsächlich als Saatbeizmittel und gegen Bodenschädlinge eingesetzt.

## 6. HCB = Hexachlorbenzol

### 6.1. Formel:

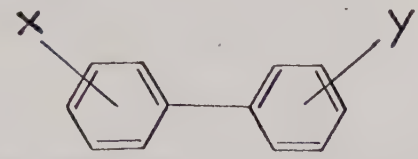



### 6.2. Allgemeines

Über Hexachlorbenzol gibt es nur sehr spärliche Angaben in der Literatur, es ist chemisch äußerst inert (KOEMAN 1969) und findet als Saatgutbeizmittel mit fungizider Wirkung Verwendung. Das trifft jedoch nur für etwa 1 % der Gesamtproduktion zu; die restlichen 99 % werden in der Industrie als Weichmacher für Kunststoffe (z.B. PVC), Flammenschutzmittel für Holz, Isoliermittel etc. verwand (CRAMER 1974, pers. Mitt.).

## 7. PCB's = polychlorierte Biphenyle

### 7.1. Formel:




Diese Schreibweise bedeutet, daß x, bzw. y Chloratome als Substituenten im jeweiligen Benzolring auftreten, ohne daß ihre Zahl und Position eindeutig bestimmt ist (MÜLLER und KORTE 1973; PEAKALL und LINCER 1970). Bei der durch Eisen und Eisenchlorid katalysierten Chlorierung des Biphenyls werden eine ganze Reihe von Isomeren und Homologen gebildet, theoretisch sind 209 verschiedene Verbindungen möglich (MÜLLER-KORTE 1973; JENSEN 1972).

### 7.2. Löslichkeit und Stabilität

Auf Grund der chemischen und physikalischen Ähnlichkeit mit DDT sind die Verhältnisse hier prinzipiell die gleichen, nur sind die PCB's noch wesentlich stabiler; das gilt vor allem für die höher chlorierten PCB's (über 4 Chloratome) - sie werden erst bei 950 $^{o}$C zerstört (JENSEN 1972).

### 7.3. Anwendung

Die enorme chemische Stabilität macht die PCB's für die Industrie interessant. Sie werden hauptsächlich eingesetzt als Isolier- und Kühlflüssigkeit bei Transformatoren, als Dielektrikum im Kondensatorenbau, als Weich-

macher für Lacke, Harze und Kunststoffe, Flammenschutzmittel oder auch als Insektizidzusatz zur Verlängerung der Wirksamkeitsdauer von Lindan.

## 7.4. Geschichte

Schon seit 1929 werden PCB's in der industriellen Produktion eingesetzt. Die PCB's wurden 1966 von dem schwedischen Chemiker JENSEN als störende Substanzen bei der DDT-Analytik durch Kombination von Gaschromatographie und Massenspektroskopie identifiziert. In den Chromatogrammen wird vor allem die Auswertung von p,p-DDD* und p,p-DDT behindert, aus diesem Grunde sind vielleicht diese Werte aus früheren Arbeiten etwas zu hoch (siehe Kapitel Analytik).

## 7.5. Verteilung

Der Weltverbrauch an PCB's für 1970 wird auf mindestens 60.000 t geschätzt (MÜLLER und KORTE 1973). Diese Zahl kommt den Verhältnissen beim DDT schon sehr nahe - die Verteilungsphänomene sind auch auf Grund der ähnlichen Stabilitätsverhältnisse in etwa die gleichen. Heute werden die PCB's wie das DDT auch in entlegensten Weltgegenden nachgewiesen (RISEBROUGH 1969). Transport durch die Atmosphäre ist wohl das wichtigste Vehikel für die PCB-Verteilung, denn die PCB's werden bei der Verbrennung von Kunststoffen nicht zerstört und gelangen somit unverändert in die Atmosphäre (JENSEN 1970). In Industriegegenden

* Formeln im Kapitel Metabolismus, S. 33

finden sich daher auch höhere Rückstände als in abgelegenen Gebieten, was bei DDT nicht unbedingt der Fall ist (RISEBROUGH 1968; JENSEN 1970).

## III. Metabolismus

Auf Grund der hohen chemischen Stabilität und der geringen Wasserlöslichkeit sind die chlorierten Kohlenwasserstoffe nur sehr schwer abbaubare Stoffe.

### 1. DDT

#### 1.1. Photochemische Umwandlung

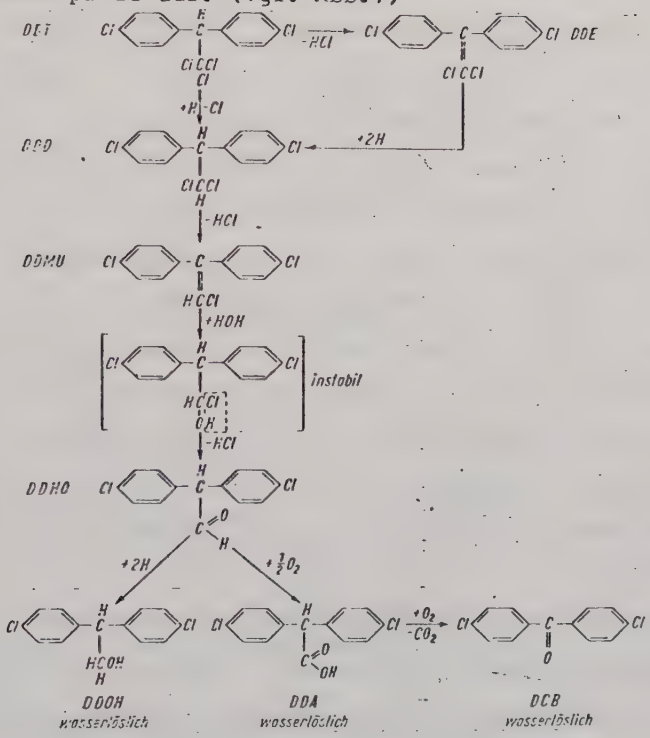
Durch photochemische Umwandlung unter Einfluß von UV-Licht ist die Überführung von DDT und DDE, seinem Hauptmetaboliten, in Dichlordiphenyl, einem PCB, möglich. (PEAKALL 1970; MÜLLER und KORTE 1973; MORILANEN 1973; HENNING 1974). Diese Reaktion wäre eine weitere Erklärung für die Anwesenheit von PCB's in völlig abgelegenen Gegenden (MORILANEN 1973; RISEBROUGH 1968). Über den Umfang dieser Umwandlung und die möglichen Mengen der dabei anfallenden PCB's ist allerdings kaum etwas bekannt.

#### 1.2. Mikrobieller Abbau

FRENCH und JEFFERIES (1969) haben auf Grund von Vergleichsuntersuchungen von Gewebeproben lebender und toter Vögel festgestellt, daß DDE und DDD, die beiden Hauptmetaboliten des DDT, zum überwiegenden Teil erst post mortem gebildet werden. Die Umwandlung in DDD ist nur unter anaeroben Bedingungen möglich, sodaß andere Autoren behaupten, DDT könne post mortem nur in DDD umgewandelt werden (WALKER 1966).

Für enzymhaltige Substrate aus Schimmelpilzen (Fusarium oxysporum) konnten ENGST und KUJAWA (1967) die selbe Reaktion nachweisen. Sie stellten folgenden Reaktionsschema für die Möglichkeit der DDT-Degradation durch

Schimmelpilze auf. (vgl. Abb.7)




Reaktionsablauf des enzymatischen DDT-Abbaus

Abb. 7 (nach ENGST und KUJAWA, 1967)

Damit wäre grundsätzlich bewiesen, daß DDT-Abbau durch Mikroorganismen außer im Boden (MAIER-BODE 1965) auch bei warmblütigen Tieren post mortem möglich ist. Ungeklärt ist jedoch, welche anderen Mikroorganismen noch dazu in der Lage sind.

## 1.3. Metabolismus in Warmblüterorganismen

Das in der Praxis verwendete DDT liegt als p,p-DDT vor, aber auch zu einem geringen Teil als das Isomereo,p-DDT, was aber praktisch kaum von Bedeutung ist, da o,p-DDT in Warmblüterorganismen relativ schnell in p,p-DDT umgewandelt wird (FRENCH, JEFFERIS 1969; KLEIN et al. 1964). Der Abbau des DDT erfolgt im microsomalen System der Leber, allerdings ohne Aufbrechen des Ringsystems; die Metaboliten werden dann ebenfalls, wie das DDT selbst, im Fettgewebe abgelagert (KRAMPITZ , HARDEBECK 1973). Die nachweisbaren Hauptmetaboliten sind DDE, DDD und DDA, wobei DDE den größten Anteil stellt. DDE wird gar nicht oder sehr langsam weiter abgebaut (FRENCH, JEFFERIS 1969; PETERSON et al. 1964).

In der folgenden Abbildung sind die von PETERSON et al. (1964)für die Ratte und von ABOU - DONIA et al.(1968)beim Küken vermuteten Abbauwege dargestellt, wobei PETERSON et al. den Weg nur bis zum wasserlöslichen DDA beschrieben.

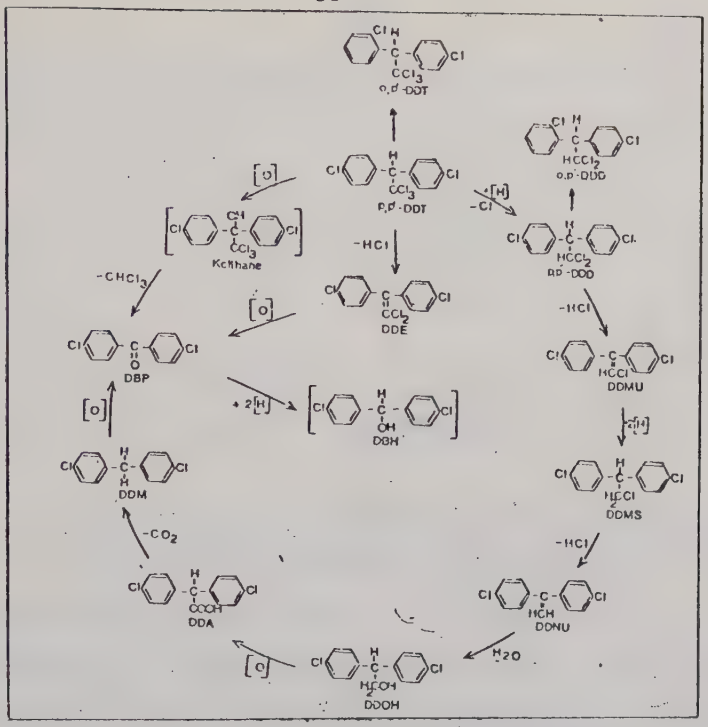



Abb. 8: vermutete DDT-Abbauwege im Küken (nach ABOU - DONIA, 1968)

## 2. Aldrin - und Dieldrin - Metabolismus

Die relativ rasche Umwandlung von Aldrin in Dieldrin wurde bereits erwähnt (MAIER-BODE 1965).

Für Dieldrin sind 2 Metaboliten aus den Faeces und 2 Metaboliten aus dem Harn von männlichen Ratten isoliert worden (MATTHEWS, MATSUMARA 1969).

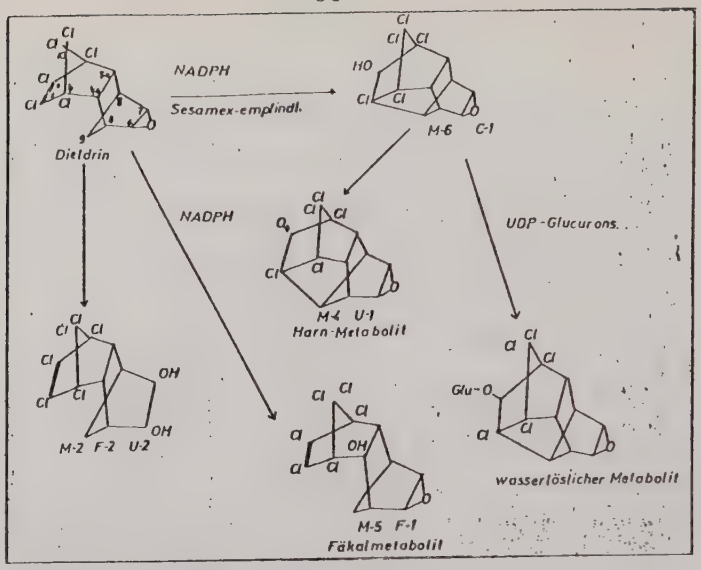



Abb. 9: Abbau von Dieldrin in der Ratte (nach MATTEWS und MATSUMARA 1969)

Die Menge des im Körper verbliebenen Dieldrins ist nicht bestimmt worden. In Fasanen bleiben 5 Wochen nach einmaliger Gabe von 1,4 mg Dieldrin per os zwischen 21,2 und 34,6 % im Körper zurück (LAMB et al. 1970).

## 3. Heptachlor - Metabolismus

Vom Heptachlor ist nur die Epoxidierung zu Heptachlorepoxid bekannt (KRAMPITZ, HARDEBECK 1973).

4. PCB - Metabolismus

Außer der Umwandlung von niedrig chlorierten PCB's (bis zu 4 Chloratome pro Molekül) in höher chlorierte ist uns kein Hinweis auf einen weitergehenden Metabolismus bekannt (PEAKALL 1972; KOEMAN 1969).

5. HCB

In der uns zugänglichen Pestizid-Literatur finden sich keinerlei Hinweise auf einen Metabolismus des HCB.

## IV. Toxische und pharmakologische Effekte auf Oekosysteme und Warmblüterorganismen

1. Akute Toxität

Die akute Toxizität des DDT ist ungefähr identisch mit der des Aspirin (MELLANBY 1970). Die $LD_{50}$ beträgt für Warmblüterorganismen allgemein 120 - 300 mg/kg Körpergewicht (TAHORI 1974 mdl. Mitt.), wobei die Toxizität auch vom Lösungsmittel abhängig ist (MAIER-BODE 1965). Die $LD_{50}$ - Werte der übrigen hier behandelten Stoffe liegen zum Teil erheblich niedriger.

$LD_{50}$ für Ratten in mg/kg Körpergewicht, per os

| Autor | MAIER-BODE | PERKOW | ADOLPHI |
|---|---|---|---|
| Lindan | 125-230 | 88-125 mg/kg | 125-200 |
| Aldrin | 23,7-67 | 67 | 54-67 |
| Heptachlor | ? | 130 | 130-135 |
| DDT | 150-800 | 250-300 | 150-200 |
| Dieldrin | 38-87 | 40-87 | 100 |

Über die akute Toxizität des HCB gibt es keine genauen Angaben, chronisch toxische Effekte scheinen allerdings schon bei relativ niedrigen Werten aufzutreten (VOS et al. 1969; 1970).

Die akute Toxizität der PCB's selbst ist geringer als die des DDT, die $LD_{50}$ wird für Ratten mit 2.000 ppm im Futter angegeben. PCB's mit niedrigem Chlorgehalt sind toxischer als solche mit höherem Chlorgehalt (MÜLLER und KORTE 1973; JENSEN 1970). Ganz entscheidend ist die Toxizität der PCB-Produkte jedoch abhängig vom Gehalt an Verunreinigungen, den chlorierten Dibenzofuranen. VOS et al. (1970) untersuchten drei PCB-Produkte: Phenochlor DP6 (von der Firma Prodelec, Frankreich), Clophen A60 (Bayer, BRD) und Arochlor 1260 (Monsanto, USA). Phenochlor DP6 enthielt 20 ppm und Clophen A60 5 ppm Dibenzofurane, die in Aroclor 1260 nicht nachgewiesen werden konnten. Entsprechend lagen auch die Toxizitätsverhältnisse, gemessen an Oedemen, Lebernekrosen und Mortalität bei Küken (s.Abb. 10).

| Gruppe | n | davon gestorben | mittl. Überleb.-zeit (Tage) | Oedeme: Hydro-peri-kard | Oedeme: abdo-mi-nal | Oedeme: sub-kutan | Leber-nekrosen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| I (Phenochlor) | 24 | 24 | 24,3 | 18 | 8 | 5 | 9 |
| II (Clophen) | 22 | 22 | 20,5 | 20 | 9 | 7 | 9 |
| III (Arochlor) | 20 | 3 | - | 3 | 0 | 0 | 0 |
| IV (Kontrollen) | 20 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 |

Abb. 10: Mortalität, mittlere Überlebenszeit und pathologische Befunde von Küken, die mit 400 ppm PCB 60 Tage lang gefüttert wurden (nach VOS et al., 1970).

Dibenzofurane sollen auch für das Auftreten des "Yusho-Syndroms" 1968 in Japan verantwortlich sein. Dort erkrankten etwa 1.000 Menschen nach Aufnahme von PCB-kontaminiertem Reisöl - Ursache war eine defekte Kühlanlage - an Hautveränderungen, die als "Chlorakne" bezeichnet werden. Weitere Symptome waren Gewichtsverlust, Leberschäden, immunosuppressive Wirkungen, Veränderungen im peripheren Nervensystem und Hinweise auf Fetotoxizität (MÜLLER und KORTE 1973).

## 2. Subakute Toxizität

### 2.1. Das Prinzip der Nahrungskette

Mit dem Begriff Nahrungskette werden die in der Natur ständig stattfindenden biologischen Konzentrationsmechanismen über pflanzliche, sowie niedere und höhere tierische Organismen belegt. Art und Zahl der Glieder dieser Nahrungsketten sind je nach Oekosystem und Tierart unterschiedlich.

Für jede Tierart können eine oder mehrere spezielle Nahrungsketten, als deren Glied sie anzusehen ist, aufgestellt werden.
Generell unterscheidet man terrestrische und aquatische Nahrungsketten. Obwohl in beiden Arten von Nahrungsketten im Prinzip die gleichen Mechanismen ablaufen, ist die aquatische Nahrungskette doch von besonderem Interesse, weil sie sich aus mehr Gliedern als die terrestrische zusammensetzt. Die biologischen Konzentrationsmechanismen werden daher in der Literatur immer wieder anhand aquatischer Nahrungsketten demonstriert (ENGST et al. 1973; EICHLER 1968; HUNT 1960; KEITH 1966; WOODWELL 1967; HICKEY 1966).

Da es sich bei den chlorierten Kohlenwasserstoffen um hydrophobe und schwer metabolisierbare Stoffe handelt, nimmt jedes Glied der Kette mehr auf, als es im gleichen Zeitraum ausscheidet.

"Die Passage eines Stoffes über verschiedene oekologische Ebenen ist eine Funktion der biochemischen Stabilität des Stoffes" (ROBINSON 1970). So kumulieren die chlorierten Kohlenwasserstoffe am Ende der Nahrungsketten zu den höchsten in der Natur gemessenen Konzentrationen. Zum ersten Mal konnte dieser verhängnisvolle Mechanismus am Clear Lake in Kalifornien, USA, demonstriert werden (HUNT, BISCHOFF 1968). 1949 wurde der See zum ersten Mal mit DDD behandelt, um die Entwicklungsstadien von Insekten zu bekämpfen, in den Jahren 1954 und 1957 wurden diese Applikationen wiederholt. Da im Clear Lake Fischfang betrieben wird, wurde darauf geachtet, die minimale Dosis zu applizieren, damit die Fische keinen Schaden nehmen. Der DDD-Gehalt des Clear Lake betrug zuletzt etwa 1 Teil DDD auf 70 Millionen Äquivalente Wasser.
Vor Beginn des DDD-Programms lebten und brüteten am See etwa 1.000 Paare von Aechmophorus occidentalis, einer Taucherart. Im Jahre 1959 war die Population auf 25 Paare zurückgegangen, erfogreiche Bruten konnten nicht mehr festgestellt werden. Nähere Untersuchungen der Vögel und auch deren Nahrung zeigten, daß das DDD über die Nahrungskette in den Tauchern kumuliert war und fast zum Aussterben der Population geführt hätte. Die ersten Jungen wurden erst wieder im Jahre 1966, 9 Jahre nach der letzten DDD-

Applikation, erbrütet (HUNT und BISCHOFF 1968).

Wenn man das Wasser eines Naturgewässers filtriert, so findet man in dem Filterrückstand einen 10.000 bis 20.000 mal höheren Gehalt an Insektizidspuren als in dem gefilterten Wasser (EICHLER 1968; KEITH 1966). In dieser Größenordnung könnte auch etwa der Konzentrationsfaktor bezogen auf die gesamte Nahrungskette liegen. In einer Amphipodenart aus dem Michigansee (Pontopeira affinis) lag der Konzentrationsfaktor für DDT im Mittel bei 50, was aber für die einzelnen Metaboliten sehr unterschiedlich war, für DDE betrug er 160 (HICKEY et al. 1966). EICHLER (1968) nimmt für ein Nahrungskettenmodell folgende Konzentrationsfaktoren an:

Wasser ---x10--> Plankton ---x50--> Wasserflöhe Flohkrebse ---x5-->

Friedfische ---x2--> Raubfische ---x25--> fischfressende Vögel

Bei der Untersuchung einer Nahrungskette im Brackwasser vor Long Island stellte WOODWELL 1967 allerdings weniger dramatische Anreicherungen fest (ppm-Werte in Klammern):

Plankton (0,04) ---> Ährenfische (0,23) ---> Hornhecht (2,07) ---> Fischadler (13,8).

Allerdings handelt es sich bei diesem Beispiel auch nur um eine viergliedrige Nahrungskette.

Allgemein kann man feststellen, daß auch bei sehr geringen Pestizid-Konzentrationen des Meeres, des Bodens und niederer Lebewesen in den Endgliedern von Nahrungsketten Pestizid-Konzentrationen erreicht werden können, die deren Bestand und somit das biologische Gleichgewicht gefährden können. Das folgende Kapitel soll Auskunft geben, auf welche Art und Weise das geschehen kann.

## 2.2. Stoffwechselwirkungen

### 2.2.1. Der Einfluß chlorierter Kohlenwasserstoffe auf den Entgiftungsmechanismus der Leber, am Beispiel DDT

HART und FOUTS (1963) berichteten zum ersten Mal von dem bis dahin unbekannten Phänomen, daß DDT einen Einfluß auf den Entgiftungsmechanismus der Leber haben muß. Man hatte Ratten mit 500 ppm DDT im Futter längere Zeit behandelt und konnte schon nach zwei Wochen eine verstärkte Drogenabbaurate in der Leber - gemessen an der Schlafzeit der Ratten nach Applikation von Hexobarbital - feststellen. Die Schlafzeiten waren signifikant verkürzt, was bedeutet, daß die Ratten das Hexobarbital nach der DDT-Behandlung schnelle abbauen konnten.

Histologisch wurde eine Proliferation des SER (=smooth surfaced endoplasmatic reticulum) festgestellt. Diese Ergebnisse konnten später von ORTEGA (1966), KUPFER (1967) und PEAKALL (1967) bestätigt werden. ORTEGA (1966) konnte nach DDT-haltiger Nahrung bei Ratten allgemeine Vergrößerungen der Leberzellen mit zentraler cytoplasmatischer Hyalinisierung, periphere Wanderung des Ergastoplasmas und ebenfalls eine deutliche Proliferation des SER feststellen.

Trotz dieser Veränderungen lagen jedoch keine pathologischen Prozesse - wie Nekrosen oder Zirrhosen - vor, auch Proteinsynthese, Glykogenvorrat und Gewicht waren normal.

KUPFER (1967) berichtet ebenfalls von einer Zubildung des SER und stellte im Bereich zwischen 5 und 50 ppm DDT im Futter der Ratten eine signifikant gesteigerte microsomale Enzymaktivität der Leber fest. Das Gleiche gilt auch für die höher chlorierten PCB's (BAILEY und BUNYAN, 1972). Da nach KUPFER (1967) das SER die Hauptbildungsstätte der "drug-metabolizing-enzymes" ist, werden durch die Proliferation des SER mehr dieser Enzyme gebildet, es handelt sich also nicht um eine Aktivierung, sondern um Neubildung von Enzymen.Ob Neubildung, Enzyminduktion oder einfache Aktivierung der Enzyme vorliegt, ist in der Literatur umstritten (SELL 1971; RISEBROUGH 1968; PEAKALL 1967). Überhaupt ist umstritten, ob die geschilderten Phänomene nun unbedingt für DDT mit allen seinen Isomeren und Metaboliten und alle übrigen chlorierten Kohlenwasserstoffe in jeder beliebigen, subtoxischen Dosierung für alle Testsubstanzen bei allen Warmblüterorganismen gelten (FORSTER 1974).

BITMAN et al. (1971) fanden z.B. bei japanischen Wachteln, die 6 Wochen mit 100 ppm DDT, TDE und DDE gefüttert wurden, eine Hemmung der Leberenzyme, die den Pentobarbital-Abbau steuern. Wie differenziert diese biochemischen Effekte der chlorierten Kohlenwasserstoffe gesehen werden müssen, zeigt

auch die Untersuchung von SELL (1971): 200 ppm DDT, 12 Wochen lang im Futter von Hennen verabreicht, reduzierten die Aktivität der microsomalen Anilin-Hydroxylase, während 20 ppm Dieldrin unter den gleichen Bedingungen die Aktivität eines anderen Enzyms (N-Demethylase) steigerten.

Trotz aller Kontroversen in der Literatur bleibt die Tatsache bestehen, daß chlorierte Kohlenwasserstoffe - wobei sich die Untersuchungen hauptsächlich auf DDT, PCB's und Dieldrin beschränkten - Einfluß auf die microsomale Enzymaktivität der Leber nehmen können.

In diesem System werden aber auch die körpereigenen Steroidhormone abgebaut. WELCH et al. (1971) haben folgendes festgestellt: Chlordan, Dieldrin, Heptachlor, Lindan, p,p-DDD, p,p-DDE und Toxaphen stimulieren den Abbau von Oestron in der Leber weiblicher Ratten, sodaß der uterotrope Effekt des Oestrons gehemmt wurde.

Nach DDT-Fütterung werden bei Ratten die Ovarien kleiner, Uterus und Vaginaepithel atrophisch, der Cholesterinspiegel sinkt ab und der Oestradion-Metabolismus wird stimuliert (KUPFER 1967).

Bei Experimenten mit bengalischen Finken wurde als Kriterium für die antioestrogenen Wirkungen des DDT das Intervall zwischen Paarung und Eiablage benutzt. Diese Spanne beträgt normalerweise 25 Tage, bei DDT-Fütterung verlängerte sie sich auf bis zu 75 Tage (JEFFERIES 1967).

Ringeltauben, die 10 ppm p,p-DDT im Futter erhielten, zeigten 8 Tage nach der Paarung einen signifikanten Abfall der Östradiol-Konzentration im Blutserum (PEAKALL 1970).

Auch anti-androgene Effekte wurden für DDT und PCB's ermittelt: ALBERT (1962) berichtete von rückläufiger Spermaproduktion bei Hühnern nach DDT-Diät und PLATONOW (1971) fand reduziertes Kamm- und Hodengewicht bei Hühnern nach Fütterung einer Diät mit 250 ppm Arochlor 1254, einem PCB-Präparat, während 13 Wochen.

Nach der Arbeit von JEFFERIES (1967) könnte das mit der Hemmung des ICSH (interstitial cell stimulating hormone) zusammenhängen, sodaß die Stimulation der Leydigschen Zwischenzellen unterbleibt.

Die Corticosteroide werden nach DDT-Fütterung ebenfalls schneller abgebaut (SREBOCAN 1967). Dieser Umstand wird therapeutisch zur Behandlung des Morbus Cushing genutzt, um die dabei im Überfluß produzierten Corticosteroide schneller aus dem Organismus zu eliminieren (PEAKALL 1967).

2.2.2. Oestrogene Effekte des DDT

o,p-DDT, neonatalen Ratten injiziert, provoziert folgende Symptome (HEINRICHS 1971):

-vorgezogene Pubertät
-anhaltendes vaginales Oestrosyndrom
-Follikelzysten

DDT hat also auch oestrogene Effekte, die Wirksamkeit beträgt allerdings nur $1/10^4$ derjenigen des Oestradiols (CECIL 1971). Nur das o,p-Isomere des DDT ist oestrogen wirksam, die p,p-Position darf nicht oder nur mit Hydroxy- bzw. Methoxy-Gruppen besetzt sein (BITMANN, CECIL 1970).

Man erklärt dies Phänomen mit einer gewissen strukturellen Verwandtschaft des o,p-DDT mit dem Aethyl-Stilboestrol-Molekül (BITMANN und CECIL 1967). o,p-DDT wirkt allerdings auch, wie die natürlichen Oestrogene, über den feed-back-Mechanismus hemmend auf FSH (Follikel stimulierendes Hormon) und LH (Luteinisierungshormon) (JEFFERIES 1967). Deshalb besteht bezüglich des Einflusses auf das Fortpflanzungsgeschehen letzlich kein Widerspruch zwischen antioestrogener und oestrogener Wirkung des DDT.

### 2.2.3. Der Einfluß des DDT auf den Calcium-Metabolismus

Es gibt zwei Theorien, die den Einfluß des DDT auf den Calcium-Metabolismus erklären können.

1. Das für die Eischalenbildung der Vögel nötige Calcium stammt ausschließlich aus dem Skelett. Da zum Beispiel die Hühner bei der Produktion eines Eies in etwa 16 Stunden zwei Gramm Calcium mobilisieren müssen, das sind etwa 8-10 % des gesamten Skelettcalciums, legen sie vorher unter Einfluß des Oestrogens durch Zubildung von Spongiosa in den Röhrenknochen ein Calciumdepot an. Ausschließlich aus dieser Spongiosa, die nur der weibliche Vogel bilden kann, wird das zum Aufbau der Eischale benötigte Calcium mobilisiert. Wenn es unter DDT-Einfluß zu einem Absinken des Oestrogenspiegels kommt, wird auch weniger Spongiosa zugebildet und somit das zum Aufbau der Eischalen nötige Calciumpotential verringert (TAYLOR 1970; PEAKALL 1970; OESTREICHER 1971).

2. Für den Einbau des Calciums in die Eischale ist das Enzym Carboanhydrase verantwortlich. Der Beweis für diese Tatsache ist der Befund, daß Sulfonamide die Calcifikation

der Eischale über eine spezifische Hemmung der Carboanhydrase behindern (TAYLOR 1970). Auf die gleiche Weise wirkt DDT mit seinen Metaboliten (DVORCIK 1971; SERINE 1972; PEAKALL 1970; BITMANN et al. 1970).
PEAKALL (1970) injizierte Tauben einen Tag vor der Eiablage p,p-DDE. Die Zeit für eine entscheidende Beeinflussung des hepatischen Enzym-Systems war zu kurz, trotzdem waren die Eischalengewichte signifikant niedriger und auch die Aktivität der Carboanhydrase im Oviduct war merklich reduziert

## 2.3. Reproduktionsstörungen bei Vögeln

In den USA wurde für die im Folgenden zu schildernden Phänomene vor Jahren schon der feststehende Begriff "raptor-pesticide-syndrom" (PEAKALL 1970) geprägt.

### 2.3.1. Das "Dünne-Eischalen-Phänomen"

Die im letzten Kapitel geschilderten Einwirkungen des DDT und anderer chlorierter Kohlenwasserstoffe auf Oestrogen- und Calciumstoffwechsel können durch vermindertes Calcium-Angebot zu einer Reduktion der Eischalendicke führen. Während der Brut brechen dann die Eier unter dem Gewicht der Vögel, oder sie trocknen auf Grund der vergrößerten Schalenporen aus (RATCLIFFE 1958; PEAKALL 1970).
In Großbritannien vermutete RATCLIFFE (1958), nachdem immer wieder gebrochene Eier in den Wanderfalkenhorsten festgestellt wurden, daß die rapiden Bestandsrückgänge des Wanderfalken auf die dünner werdenden Eischalen zurückzuführen sind. Zum Beweis verglich er 371 Eischalen aus den Jahren 1900 bis 1946 mit 158 Eischalen aus den Jahren

1947 bis 1967. Er entwickelte zu diesem Zweck den "Eischalenindex":

$$\text{Eischalenindex} = \frac{\text{Trockengewicht der Schale in mg}}{\text{Länge mal Breite}}$$

(RATCLIFFE 1967)

Diese Ergebnisse sind aus dem folgenden Diagramm zu ersehen

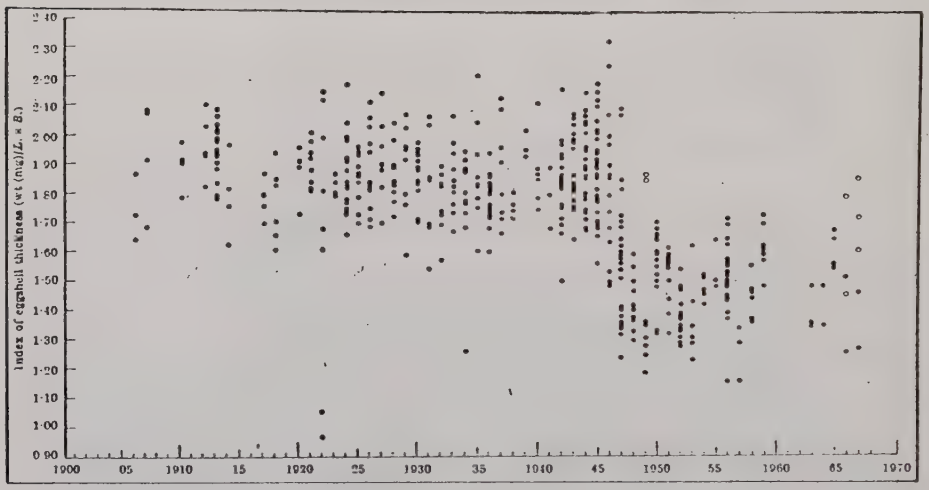



Abb. 11 Eischalenindices (Ordinate) des Wanderfalken in Großbritannien von 1900 bis 1967 (Abszisse), nach RATCLIFFE (1967).

Der Eischalenindex nahm im Durchschnitt um 19% ab. Genau in den Jahren 1946 und 1947, in Koinzidenz mit dem Beginn der DDT-Anwendung, begannen die Eischalen dünner zu werden. Die parallel dazu gefundenen Rückstandswerte sind im nächsten Kapitel zusammengestellt.

Bei Sperbern lagen die Verhältnisse ähnlich, was von NEWTON (1973) bestätigt wird. Er stellte in einem Kontrollgebiet in Südschottland eine Abnahme des Eischalenindexes um 19% fest.

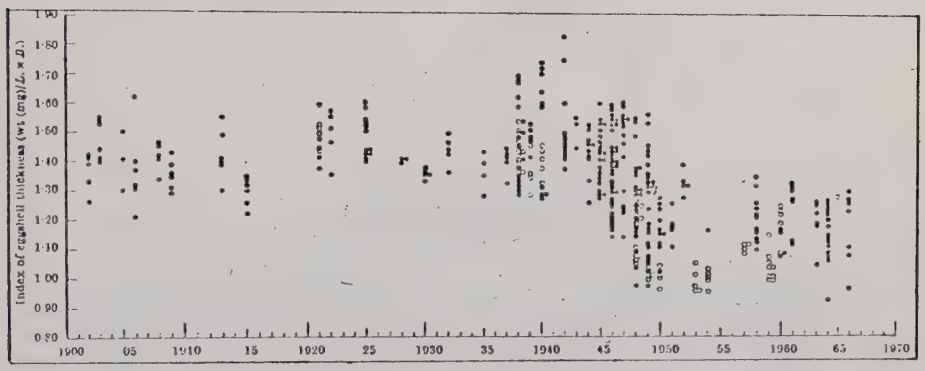



Abb. 12 Eischalenindices (Ordinate) des Sperbers in Großbritannien von 1900 bis 1967 (Abszisse), nach Ratcliffe (1967).

Für die Wanderfalken der USA konnte bei Anwendung ähnlicher Techniken der gleiche Trend herausgearbeitet werden.
Die Eischalengewichte nahmen, verglichen mit den Vorkriegswerten um bis zu 26% (im Mittel 18,8%) ab; das gilt sowohl für Kalifornien, als auch für die Oststaaten der USA (HICKEY und ANDERSON 1968).
CADE et al. (1971) konnten bei der Untersuchung der Wanderfalken-Situation in Alaska zwar keine Vergleichswerte aus der Zeit vor Beginn des DDT-Einsatzes heranziehen, die Eischalenwerte lagen jedoch in dem von RATCLIFFE und HICKEY et al. angegebenen Bereich.

Beim Vergleich von Eischalenindices und DDE-Werten konnte eine hochsignifikant negative Korrelation herausgearbeitet werden.

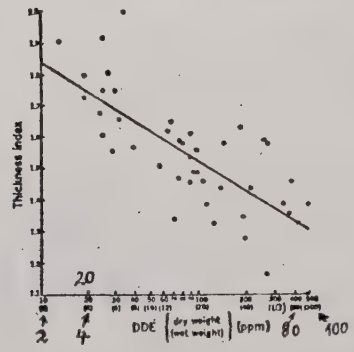



Abb.13: Korrelation zwischen Eischalenindex (Ordinate) und DDE-Rückständen (Abszisse), nach CADE et al., 1971.

Auch Fischadler produzieren dünnere Eischalen: in Schweden waren die Eischalenindices im Mittel um 12,8 % verringert (ODSJÖ 1971). Im Staate New York (USA) nahmen die Eischalengewichte bei abnehmender Population um 21,5 % ab.
Ein drastisches Beispiel für den verheerenden Einfluß des DDT auf die Eischalendicke ist die schon erwähnte Situation des braunen Pelikans in Kalifornien. Bei einem Gehalt von 75 ppm DDE im frischen Ei waren die Eischalen schon um mehr als 20 % dünner. Da die Werte in den Eiern bis zu 2.500 pp reichten, waren die meisten Eischalen so dünn, daß die Eier nicht mehr aufgehoben werden konnten, ohne zu zerbrechen (PEAKALL 1970).
Die Untersuchung der Ultrastruktur einiger dieser Eischalen ergab, abgesehen von der allgemeinen Dickenreduktion, eine

Zunahme der Globular-Inklusionen, das sind winzige Bläschen in der Eischale, die wahrscheinlich mit dem durch die Aktivität der Carboanhydrase entstehenden $CO_2$ gefüllt sind. Es scheint sich dabei aber nicht um eine Zunahme des Gasvolumens zu handeln, sondern um eine "dichtere Packung" der Globular-Inklusionen, Das heißt also, daß der in den normalen Eischalen vorkommende Hohlraum in einem durch die reduzierte Schalendicke verkleinerten Raum untergebracht wird. So betrachtet ist die Dichte der Verteilung der Globular-Inklusionen nichts anderes als eine Funktion der verringerten Calcitmenge (ERBEN und KRAMPITZ 1971; ERBEN 1972).

Die Population des braunen Pelikans erholte sich dann wieder in späteren Jahren, was mit dem DDT-Verbot in den USA und der Tatsache, daß die Abwässer der Herstellerfirma in Los Angeles (Monsanto Company) kaum noch DDT enthalten, zusammenhängen soll (AMES 1972).

Bei der statistischen Auswertung von DDE-Rückständen und Eischalenverdünnung der californischen Kolonie und zwei Populationen in Süd -Carolina und Florida konnten BLUS et al. (1970, 1971, 1972) eine logarithmische Abhängigkeit der Eischalenverdünnung vom DDE-Gehalt der Eier feststellen. Besonders interessant ist daran, daß die prozentuale Abnahme der Eischalendicke pro Einheit DDE bei niedriger DDE-Konzentration größer ist, als bei höheren DDE-Werten (BLUS et al.).

Dieses Phänomen konnten HEATH et al. (1969) durch Versuche bestätigen: Nach Fütterung von Stockenten mit 10 bzw. 40 ppm DDE im Futterlag die Verdünnung der Eischalen in beiden Fällen bei 13%. Ein ähnlicher Versuch von LONCORE et al. (1971) mit 10 bzw. 30 ppm im Futter von Dunkelenten (Anas rubriceps) erbrachte ebenfalls keinen Unterschied zwischen der Eischalendicke niedrig und höher dosierter Vögel.
Allerdings war in beiden Fällen die Bruchrate der Eischalen bei den stärker DDE-belasteten Vögeln signifikant erhöht.

Um die bei Enten gefundenen Ergebnisse für Greifvögel nachzuprüfen, fütterten WIEMEYER und PORTER (1970) 10 Buntfalken-Paare (Falco sparverius) über ein Jahr lang mit 10 ppm DDE im Futter, beginnend kurz vor der Brutperiode. Die Eischalen der ersten Brutperiode waren unverändert, doch ein Jahr später waren die Eischalen im Mittel um 10% dünner. Die DDE-Werte schwankten um 30 ppm, bezogen auf das Frischgewicht. Das sind Werte, wie sie auch in der Natur erreicht werden (RATCLIFFE 1963; CADE 1971). In einem anderen Versuch reichte schon 1 ppm Dieldrin in Kombination mit 5 ppm DDE im Futter für eine ebenfalls 10% ige Dickenreduktion (PORTER und WIEMEYER 1969).

Auch Prairiefalken (Falco mexicanus), die mit Dieldrin-kontaminierten Staren gefüttert wurden, reagierten vergleichbar; die Eischalenverdünnung wird hier allerdings nicht auf die Dieldrin-Wirkung zurückgeführt, sondern auf die hohen

in den Prairiefalken später analysierten DDE-Werte (ENDERSON, BERGER 1970).

2.3.2. Allgemeine Reproduktionsstörungen

Der Eingriff der insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffe in den Stoffwechsel bedingt noch eine Reihe weiterer Symptome, die Bestandesrückgänge verursachen können. Es wurden z.B. Veränderungen im Brutverhalten beobachtet:

In einigen Fällen war der Brutbeginn bis zu einem Monat verzögert. Nach Verlust des ersten Geleges konnten manche pestizid-belasteten Brutpaare kein zweites Gelege mehr produzieren, auch die Zahl der abgelegten Eier wich in einigen Fällen von der Norm ab. Oft wurde auch das Gelege vorzeitig verlassen (JEFFERIES 1967; PEAKALL 1970).

RATCLIFFE (1958) beobachtete selbst, daß Wanderfalken ihre eigenen Eier gefressen haben; ob das ursächlich mit Veränderungen im Verhalten der Vögel zusammenhängt, oder ob die Wanderfalken ihre Eier gekröpft haben, weil sie bereits zerbrochen waren, ist natürlich sehr schwer zu entscheiden.

Diese Phänomene treffen sowohl für europäische als auch für amerikanische Greifvogelpopulationen zu, sie können allerdings nicht verallgemeinert werden. SPITZER (zit. nach PAEKALL 1970) vertauschte die Eier einer gestörten Fischadlerpopulation mit denen aus einer gesunden Population und stellte fest, daß in diesem Falle die Brutvögel keinen Einfluß auf die Zahl der ausfliegenden Jungen nehmen konnten.

Die allgemeine Mortalität von Embryonen und Jungvögeln ist unter dem Einfluß insektizider chlorierter Kohlenwasserstoffe erhöht (PEAKALL 1970; KRAMPITZ und HARDEBECK 1973).

Auf einer Probefläche, die mit DDT besprüht wurde (1.000 g/ fiel der Bruterfolg von Kohlmeisen, Tannenmeisen und Trauerschnäppern auf 49 %, gegenüber 85 - 100 % auf den Kontrollflächen, der Verlust an Nestlingen war mit 43 % entsprechend hoch. Besonders interessant sind die in den toten Nestlingen festgestellten relativ niedrigen Rückstandswerte:

0,1 bis 2,8 ppm DDT und 0,22 bis 0,37 ppm DDE (BEJER-PETERSO et al. 1972).

Schon 1947 untersuchten RUBIN et al. den DDT-Einfluß auf die Fruchtbarkeit von Legehennen und stellten bei einer Diät mit 62 ppm DDT nach 12 Wochen reduzierte Eiproduktion und Schlupffähigkeit fest. Ähnliche Ergebnisse berichtet PEPEREEL (1972) nach Fütterung von 150 mg DDT täglich während 2 Monaten.

PCB's bewirken offensichtlich die gleichen Symptome: Aroclor 1242, ein PCB-Präparat, senkt in der Dosierung von 20 bzw. 50 ppm im Futter die Befruchtungsrate bei Hühnern auf 67,3 bzw. 23,8 % (BRIGGS et al. 1973).

## 2.4. Weitere subtoxische Effekte

### 2.4.1. Thyreoidea

p,p-DDD in der Nahrung von Ratten bewirkt ein Absinken des Thyroxin-Serumtiters, da auch der Abbau des Thyroxin in der Leber stimmuliert wird. Das wird allerdings wieder durch

vermehrte Ausschüttung von TSH (Thyreoidea stimulierendes Hormon) kompensiert, meßbar am bis zu 80 % erhöhten Gewicht der Schilddrüse (FREGLY et al. 1968). Dieses Symptom konnten JEFFRIES und PARSLOW (1972) auch bei Möven, sowohl mit p,p-DDT, p,p-DDE und Dieldrin, als auch mit PCB's provozieren.

2.4.2. Protein - Synthese

Niedrige Konzentrationen (bis 0,5 ppm DDT und Dieldrin) in der Nährlösung von Hela-S-Zell-Kulturen erhöhen den Einbau von radioaktiv ($C^{14}$) markiertem Leucin, höhere Konzentrationen bewirken ein Absinken der Aktivität auf den Normalpegel (CHUNG et al. 1968). Auch der Protein-Stoffwechsel kann also beeinflußt werden, ob mit pathogenem Effekt bleibt offen.

2.4.3. "Chick-Edema-Disease"

Die Hauptsymptome dieser Geflügelkrankheit sind Hydroperikard, abdominale und subkutane Oedeme, zentrolobuläre Lebernekrosen, Porphyrie und Milzatrophie (FLICK 1965; VOS 1970). All diese Symptome können bei japanischen Wachteln und Hühnern durch PCB's und HCB ausgelöst werden (VOS 1970, 1971; FLICK 1965; KOEMAN 1969), wobei die Toxizität der PCB's, wie schon erwähnt, vom Gehalt an chlorierten Dibenzofuranen abhängt (VOS 1972). Die Krankheit wird normalerweise vom "chick edema factor" (CEF), einem Gemisch von chlorierten Kohlenwasserstoffen ohne insektizide Wirkung, ausgelöst. Einer dieser Faktoren ist Hexachlordibenzo-p-dioxin; offensichtlich

können HCB und PCB's bzw. Dibenzofurane auf Grund ihrer chemischen Ähnlichkeit mit dem CEF die Krankheit ebenfalls auslösen (VOS 1970; FLICK 1965; KOEMAN 1969).

2.4.4. Neurologische Symptome

Verschiedentlich ist beobachtet worden, daß in stark DDT - verseuchten Gebieten Vögel unter Konvulsionen, starkem Zittern und Krämpfen verendeten (BERNARD 1966; KOEMANN 1966; VOS 1971). Auch experimentell konnten diese Symptome ausgelöst werden, allerdings mit sehr hohen Konzentrationen (400 ppm DDT im Futter) (SMITH et al. 1969; BERNARD 1963). Das hängt mit dem Befund von NARAHASHI et al. (1967), daß DDT die Aktionspotentiale an der Nervenmembran durch Interferenz mit dem Kalium-Natrium-Transportmechanismus verlängert, zusammen. Das EEG von Ratten ist nach DDT Fütterung verändert: Bei täglicher Fütterung von 20 mg DDT/kg Körpergewicht stieg das Amplituden-Mittel von 77 µV sec auf 185 µV sec an (DÊSI et al. 1966, 1968).

2.4.5. Einfluß von Streß auf Pestizid-belastete Vögel

Auf Grund ihrer geringen Toxizität können beachtliche Mengen von DDT, PCB's und ähnlichen Stoffen im Fettgewebe gespeichert werden. Unter Streßbedingungen, wie kaltem Wetter, Krankheiten, Nahrungsmangel, Brüten oder während des Zuges, wird, um den Energiebedarf zu kompensieren, das Fett aus den Depots mobilisiert. Dabei werden auch die darin gelösten chlorierten Kohlenwasserstoffe frei und gelangen in die Blutbahn, wodurch es nach Meinung verschiedener Autoren zu einer

Umverteilung v.a. ins Gehirn und andere vitale Organe kommt. (BERNARD 1963; VELZEN 1972; SÖDERGREN und ULFSTRAND 1972; DAHLGREN et al. 1972; DUNACHIE 1969). Man vermutet, daß dieses Phänomen vor allem bei Zugvögeln eine Rolle spielt. Die Zugvögel nehmen die Pestizide auf dem Weg zwischen Winterquartier und West- bzw. Nordeuropa in den subtropischen Zonen Nordafrikas und Südeuropas auf (ULFSTRAND und SÖDERGREN 1972; TAHORI pers. Mitt. 1974; PERSSON 1972). Während des Fluges werden dann die Fettreserven abgebaut und die Vögel erleiden auf Grund der plötzlich erhöhten Pestizid-Konzentration im Gehirn einen Giftschock (VELZEN 1972; PERSSON 1972; BERTOLD 1974 pers. Mitt.).
Diese Theorie wird durch Hungerexperimente gestützt. Bei DDT- bzw. PCB-belasteten Vögeln versuchte man durch Nahrungsentzug natürliche Streßsituationen zu simulieren. Fasanen, denen die Nahrung entzogen war, verendeten significant früher, wenn sie vorher mit 50 mg Aroclor 1254 (PCB-Präparat) behandelt worden waren (DAHLGREN et al. 1972).

20 amerikanischen Cowbirds (Molothrus ater) wurden 13 Tage lang täglich 100 ppm DDT verabreicht, anschließend wurde die Futterration um 57 % gekürzt, 7 der 20 Vögel starben innerhalb von 4 Tagen, in den Kontrollgruppen blieben alle Vögel am Leben (VELZEN 1972).

Diese Ergebnisse konnten von GISH und CHUVA (1970) für japanische Wachteln bestätigt werden, die Autoren stellten überdies fest, daß sich durch Eiablage das Leben der DDT-belasteten Vögel verlängerte, da mit den Eiern DDT ausgeschieden wurde.

2.4.6. Mutagenität

Die Gefahr genetischer Defekte, die sich nicht mit Sicherheit ausschließen läßt, ist eventuell für den Menschen die gefährlichste Folge der Pestizid-Anwendung, da genetische Veränderungen nicht mehr durch nachträgliche Anwendungsverbote rückgängig gemacht werden können.

Zwischen DDE und genetischen Defekten kann ein klarer Zusammenhang bewiesen werden (Bericht Am. Ornithologists Union 1973). In Hamsterzellkulturen, die unter DDE-Einfluß standen, stieg die Zahl der Chromosomenaberrationen und somit die Mutationsfrequenz gegenüber den Kontrollen deutlich an (KELLY-GARVET und LEGATOR 1973).

Auf Great Gull Island, einer Long Island (USA) vorgelagerten Insel, untersuchten HAYS und RISEBROUGH in den Jahren 1969 und 1970 eine Kolonie von Flußschwalben (Sterna hirundo) und Rosenseeschwalben (Sterna dougallii). Über 2.000 junge Flußseeschwalben und 800 Rosenseeschwalben wurden jeweils beringt und auf Abnormalitäten untersucht. 1969 wurden bei 0,1 % der Seeschwalben Mißbildungen festgestellt, im Jahre 1970 stieg dieser Prozentsatz plötzlich auf 1,3 % an. Fehlende Flügel- und Schwanzfedern, zu kurze Unterkiefer, gekreuzte Schnäbel, unterentwickelte und gespreizte Gliedmaßen waren die hauptsächlichen Mißbildungen, ein Jungvogel war mit vier Beinen geschlüpft. Die DDE-und PCB-Rückstände in der Brustmuskulatur, bezogen auf Frischgewicht, betrugen im Mittel 2.1 bzw. 25 ppm. Die Autoren

führen die hohe Mißbildungsrate v.a. auf PCB-Belastungen zurück, da MC.LAUGHLIN et al. (1963) experimentell nach Injektionen von Aroclor 1242 in Hühnereier ebenfalls Schnabeldeformitäten auslösen konnten (HAYS und RISEBROUGH 1972).

## 2.5. Synergismus

In den seltensten Fällen können die zum "raptor pesticide syndrome" gehörenden Symptome auf die Einwirkung einer einzelnen Substanz zurückgeführt werden. In fast allen Fällen liegt sowohl in den eingesetzten Präparaten, als auch in den Analysen ein Gemisch von chlorierten Kohlenwasserstoffen vor. Die geschilderten Symptome können deshalb nicht in jedem Fall auf die Einwirkung einer einzelnen Substanz aus dieser Wirkstoffgruppe zurückgeführt werden. Zum einen addieren sich die Effekte der Einzelsubstanzen zu allgemein erhöhter Toxizität, zum anderen beeinflussen sie sich gegenseitig in ihrem Abbau.

Der Testosteron- und Progesteron-Metabolismus von Tauben wird durch kombinierte DDT- und Dieldrinbelastung stärker stimuliert, als bei einzelner Anwendung der Substanzen. Es handelt sich um rein additive Effekte, da DDT und Dieldrin jeweils verschiedene Enzymsysteme der Leber stimulieren (PEAKALL 1967).

Die Kombination von Aldrin und DDT soll ähnliche Ergebnisse hervorbringen (RISTOW 1972), allerdings berichten DEICHMANN et al. (1971) auf Grund von Experimenten mit Beagles, daß

Aldrin den DDT-Gehalt von Blut- und Abdominalfett enorm steigern kann. Nach 9 Wochen Aldrin-Zufütterung steigerte sich der DDT-Gehalt auf ein Mehrfaches des normalen DDT-Spiegels.

Ein weiteres Beispiel ist die verstärkte Retention von PCB's unter DDT-Einwirkung bei Rotkehlchen (SÖDERGREN 1972). So gibt es eine Fülle von möglichen Kombinationen von chlorierten Kohlenwasserstoffen, bei denen eine gegenseitige Beeinflussung denkbar ist bzw. vermutet wird. Die experimentelle Erforschung dieser Phänomene ist schwierig, u.a. weil es kaum Versuchstiere gibt, die völlig frei von Pestiziden sind.

## V. Rückstandsanalysen

### 1. Allgemeines

Vor einer Zusammenstellung der von verschiedenen Autoren gefundenen Untersuchungsergebnisse muß die Analysen- und Auswertungsmethodik behandelt werden, denn durch die Anwendung unterschiedlicher Analysenmethoden und-auswertungen wird die Vergleichbarkeit der Ergebnisse relativiert. Hinzu kommt, daß viele der Autoren keine oder nur sehr ungenaue Angaben über die angewandte Methodik machen.

Soweit sie angegeben sind, differieren die Bezugsgrößen stark; die Ergebnisse werden unterschiedlich auf Frisch-, Trocken- bzw. Fettgewicht bezogen.

Ein weiteres Problem liegt in der Tatsache begründet, daß wie schon in Kapitel II unter 7.5. erwähnt, die PCB's erst im Jahre 1966 als störende Substanzen bei der DDT-Analytik entdeckt worden sind (JENSEN 1972).

Obwohl die chlorierten Kohlenwasserstoffe auch mit kolorimetrischen und dünnschichtchromatographischen Methoden (KOEMAN et al. 1966; MÜLLER und KORTE 1973) nachweisbar sind, hat sich doch für die routinemäßige quantitative Analyse die Gaschromatographie durchgesetzt.

Aus der Fülle der Literatur kristallisiert sich folgender prinzipieller Analysengang heraus:

Die Probe (Gewebe bzw. Eiinhalt) wird getrocknet und zerkleinert bzw. homogenisiert. Anschließend wird das Fett im Soxhlet-Apparat mit organischen Lösungsmitteln (Petroläther, n-Hexan, Acetonitril) extrahiert.

Mittels säulenchromatographischer Reinigung (z.B. an $Al_2O_3$, Florisil, Celite usw.) werden die chlorierten Kohlenwasserstoffe durch Elution mit organischen Lösungsmitteln von den Lipiden getrennt.

Nach Einengung des Eluats folgt die eigentliche gaschromatographische Analyse mit Elektronen-Einfang - Detektor, wobei die unterschiedlichsten Säulenfüllmaterialien als Adsorbentien verwendet werden.

Zusammenstellung der Literaturstellen, die sich auf die Analysentechnik beziehen:

BJERK (1973)
EBING (1973)
FENSE (1969)
GLOFKE (1967)
GRIMM und HOPPE (1972)
HICKEY et al. (1966)
HUDORN-ZÜRCHER (1971)
HUDORN-ZÜRCHER (1973)
JEFFERIES und PRESST (1966)
KOEMAN und van GENDEREN (1966)
KOEMAN et al. (1969)
LOCKIE und RATCLIFFE (1964)
Mitteilungen aus dem Bundesgesundheitsamt (1974)
MÜLLER und KORTE (1973)
NOREN, K. (1968)
WALKER, C.H. (1966)
WEBER, R. et al. (1973)
WEIK und DREPPER (1967)

Darüberhinaus werden Verfahren zur Abtrennung der PCB's beschrieben:

Durch Kombination von Gaschromatographie und Massenspektrometrie (JENSEN 1969, JENSEN 1972), dünnschichtchromatographische Vorfraktionierung (ACKER und SCHULTE 1972), Behandlung mit konzentrierter Schwefelsäure (MÜLLER und KORTE 1973) oder Kombination verschiedener Elutionsverfahren (REYNOLDS 1972).

Weitere, die Analytik betreffende Fragen, werden im Abschnitt "Eigene Methoden" behandelt.

## 2. Zusammenstellung der in der Literatur gefundenen Rückstandswerte bei Vogeleiern:

Erläuterung zu den Tabellen:
Sofern nicht besonders angemerkt verstehen sich die Werte in ppm.

n = Anzahl der untersuchten Proben

Populationsentwicklung: + = ansteigend
- = Rückgang
± = gleichbleibend

1. Greifvögel

Quelle: RATCLIFFE (1967)

Werte bezogen auf Frischgewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | schott. Hochland | 1963 | ± | Ei | 1 | | | | | 0,2 | 6,9 | 0,5 | - | | erfolgr. Brut |
| " | " | 1963 | ± | " | 1 | | | | | 1,9 | 5,4 | 0,6 | 0,8 | | " |
| " | " | 1966 | ± | " | 1 | | | | | Spuren | 3,6 | 0,1 | Spu. | | " |
| " | " | 1966 | ± | " | 1 | | | | | Spuren | 2,8 | 0,3 | 0,1 | | " |
| " | " | 1966 | ± | " | 1 | | | | | 1,2 | 7,8 | 1,6 | Spu. | | " |
| | Durchschnitt | | | | | | | | | 0,7 | 5,3 | 0,6 | 0,2 | | |
| Wanderfalke | Nordengl. Südschottl. | 1963 | - | Ei | 1 | | | | | 2,9 | 15,8 | 0,7 | 0,4 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,7 | 10,0 | 0,4 | - | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 4,1 | 30,8 | 1,1 | - | | erfolgr. Brut |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,1 | 2,6 | 0,1 | 0,1 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,6 | 4,4 | 0,4 | 0,1 | | erfolgr. Brut |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,6 | 21,2 | 0,5 | 0,1 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,5 | 23,2 | 0,3 | - | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,4 | 14,1 | 0,7 | - | | " |

2. Greifvögel

Quelle: RATCLIFFE (1967)

Werte bezogen auf Frischgewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | Nordengl. Südschottl | 1963 | - | Ei | 1 | | | | | 0,4 | 9,0 | 0,1 | 0,1 | | Brut nicht erfolgr. |
| | Durchschnitt | | - | " | 1 | | | | | 1,1 | 14,6 | 0,5 | 0,1 | | |
| " | Nordengl. Südschottl. | 1964 | - | Ei | 1 | | | | | 0,2 | 4,7 | 1,3 | Spu. | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,7 | 7,3 | 1,8 | - | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,1 | 10,8 | 0,1 | 0,5 | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,4 | 12,0 | 0,8 | - | | " |
| Durchschnitt | | 1964 | | " | 4 | | | | | 0,4 | 8,7 | 1,0 | 0,1 | | |
| Wanderfalke | Nordengl. Südschottl. | 1965 | - | Ei | 1 | | | | | 4,3 | 22,3 | 0,5 | 0,3 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,2 | 10,2 | 0,5 | 0,2 | | Brut erfolgreich |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,2 | 18,1 | 0,5 | 0,7 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,8 | 25,0 | 0,6 | - | | Brut erfolgreich |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 1,0 | 24,0 | 0,8 | - | | Brut nicht erfolgr. |
| Durchschnitt | | 1965 | | " | 5 | | | | | 1,3 | 19,9 | 0,6 | 0,2 | | |

3. Greifvögel

Quelle: RATCLIFFE (1967)

Werte bezogen auf Frischgewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | Nordengl. Südschottl. | 1966 | - | Ei | 1 | | | | | 1,0 | 22,0 | 0,3 | 0,2 | | Brut nicht erfolgr. |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 1,0 | 22,0 | 0,6 | - | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,1 | 13,0 | 0,2 | 0,1 | | " |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,5 | 23,0 | 2,6 | - | | " |
| Durchschnitt | | 1966 | | | 4 | | | | | 0,7 | 20,0 | 0,9 | 0,1 | | |
| Gesamtdurchschnitt | | | | | 27 | | | | | 0,9 | 15,7 | 0,7 | 0,1 | | |

4. Greifvögel

Quelle: CADE (1968)

Werte bezogen auf Trockengewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populations-entwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | Alaska | 1966 | ± | Ei | 2 | | | | | | 48,0 | 2,75 | 3,02 | | |
| " | " | " | " | Dunenjunge | 2 | | | | | | 38,4 | 0,86 | 2,41 | | |
| " | " | " | " | Fett juv. | 4 | | | | | | 42,4 | 0,15 | 1,24 | | geschossen |
| " | " | " | " | Fett adult. | 4 | | | | | | 622,0 | 6,2 | 25,3 | | " |
| " | " | " | " | Muskel v. juv. | 4 | | | | | | 6,33 | 0,05 | 0,16 | | " |
| " | " | " | " | Muskel v. adult | 4 | | | | | | 89,2 | 4,59 | 1,93 | | " |
| " | " | " | " | Leber juv. | 4 | | | | | | 1,57 | 0,08 | 0,08 | | " |
| " | " | " | " | Leber adult | 4 | | | | | | 20,9 | 0,72 | 1,03 | | " |
| " | " | " | " | Gehirn juv. | 4 | | | | | | 1,64 | - | 0,19 | | " |
| " | " | " | " | Gehirn adult | 4 | | | | | | 22,6 | 0,85 | 1,1 | | " |

## 5. Greifvögel

Quelle: CADE et al. (1970)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDD | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | Alaska | 1967-1969 | - | Ei | 19 | | | | | | 889 | | | | bezogen auf Fettgewicht |
| " | "(Yukon) | 1968 1969 | - | " | 14 | | | | | | 673 | | | | " |
| " | Alaska (Amchitka) | 1969 1970 | - | " | 11 | | | | | | 167 | | | | " |
| Quelle: | EDWORDS (1970) | | | | | | | | | | | | | | |
| Wanderfalke | England | 1967 | - | Ei | 1 | | 0,03 | | | 0,3 | 5,0 | 0,4 | | | |
| Quelle: | JEFFERIES et al (1966) | | | | | | | | | | | | | | |
| Wanderfalke | England | 1963 | - | Leber | 1 | | | | | 1,5 | 70,0 | 4,0 | | | bezogen auf Frischgewicht |
| " | " | 1964 | - | " | 1 | | | | | 0,2 | 6,3 | 0,6 | | | " |
| " | " | 1964 | - | " | 1 | | | | | 0,1 | 7,3 | 1,9 | | | " |
| " | " | 1965 | - | " | 1 | | | | | 3,0 | 50,0 | 2,2 | | | " |
| " | Niederlande | 1965 | ? | " | 1 | | | | | - | 60,0 | 9,3 | | | " |

6. Greifvögel

Quelle: ROBINSON (1970)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Turmfalke Falco tinnunculus | Großbritanien | 1963 | ± | Ei | 3 | | | | | | 0,8 | 0,2 | | | bezogen auf Frischgew. |
| " | Großbritanien | 1964 | ± | Ei | 5 | | | | | | 0,2 | 0,1 | | | " |
| Bussard Buteo buteo | Großbritanien | 1963 1964 | ± | Ei | 10 | | | | | | 0,7 | 0,7 | | | " |

7. Greifvögel

Quelle: RATCLIFFE (1965)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Mäusebussard Buteo buteo | Nordengland | 1963 | ± | Ei | 1 | | | | | Spur | Spur | Spur | 0,1 | | |
| " | " | " | ± | " | 1 | | | | | " | 0,3 | 2,8 | 0,1 | | |
| " | " | " | ± | " | 1 | | | | | " | 0,4 | 4,2 | 0,1 | | |
| " | " | " | ± | " | 1 | | | | | " | 0,6 | 0,8 | - | | |
| Merlin Falco columbarius | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,1 | 3,2 | 0,4 | 0,1 | | |
| " | " | " | - | " | 1 | | | | | 0,2 | 7,7 | 0,4 | 0,1 | | |
| Turmfalke Falco tinnunculus | " | " | ± | " | 1 | | | | | 0,1 | 0,1 | 0,1 | - | | |
| " | " | " | ± | " | 1 | | | | | Spur | 1,6 | 0,3 | - | | |
| " | " | " | ± | " | 1 | | | | | " | 0,6 | 0,2 | - | | |

8. Greifvögel

Wiederfindungsrate: 90 %

Quelle: KOEMAN et al (1966)

Werte bezogen auf Frischgewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Mäusebussard Buteo buteo | Niederlande | 1964 1965 | ± | Leber | | | 10,4 | | | 0,3 | 16,6 | 9,4 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 0,5 | | | 0,08 | 0,2 | 20,17 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 2,1 | | | 0,2 | 1,3 | 0,5 | | | |
| Habicht Accipiter gentilis | " | " | " | " | | | 9,4 | | | | 63,0 | 28,2 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 4,6 | | | | 14,6 | 16,7 | | | |
| Sperber Accipiter nisus | " | " | " | " | | | 28,6 | | | | 5,2 | 44,0 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 1,0 | | | 0,07 | 1,2 | 0,4 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 15,3 | | | 0,8 | 15,4 | 5,6 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 4,8 | | | 1,3 | 20,2 | 8,0 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 1,0 | | | 0,7 | 21,3 | 2,3 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 2,3 | | | 0,1 | 4,4 | 3,3 | | | |
| " | " | " | " | " | | | 21,3 | | | 1,2 | 18,1 | 7,6 | | | |
| Turmfalke Falco tinnunculus | " | " | " | " | | | 3,7 | | | 4,7 | 17,2 | 3,1 | | | |

2. Greifvögel

Quelle: TROMMER (1972, 1973) Werte bezogen auf Frischgewicht (?)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Oberfranken | 1970 | - | Ei | 1 | 2,25 | | | | ? | 23,1 | | | 21,7 | nach Koeman |
| " | " | " | - | " | 1 | 2,31 | | | | ? | 13,7 | | | 15,7 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 2,21 | | | | ? | 14,1 | | | 27,2 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,91 | | | | ? | 14,9 | | | 18,0 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 6,29 | | | | 2,5 | 26,4 | | | (+) | nach Brüggemann in µg |
| " | Mittelfranken | 1971 | - | " | 1 | 2,6 | | | | 0,23 | 28,0 | | | 32,0 | nach Engel |
| " | Unterfranken | " | - | " | 1 | 2,2 | | | | 1,6 | 48,0 | | | 31,0 | " |
| " | Oberfranken | " | - | " | 1 | 6,0 | | | | 3,3 | 71,0 | | | 67,0 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 15,0 | | | | 2,4 | 150,0 | | | 163,0 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 12,0 | | | | 2,1 | 120,0 | | | 128,0 | " |
| " | Mittelfranken | " | - | " | 1 | 10,34 | | | | 0,97 | 17,55 | | | (+) | nach Brüggemann in µg |
| " | " | " | - | " | 1 | 7,94 | | | | 1,32 | 27,9 | | | (+) | " |
| " | Oberfranken | " | - | " | 1 | 22,1 | | | | 3,08 | 16,1 | | | (+) | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 12,47 | | | | 0,97 | 20,45 | | | (+) | " |

10. Greifvögel

Quelle: TROMMER (1972, 1973)

Werte bezogen auf Frischgewicht (?)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Oberfranken | 1970 | - | Ei | 1 | 33,7 | | | | 0,55 | 69,7 | | | (-) | nach in µg Brüggemann |
| " | " | " | - | " | 1 | 53,6 | | | | 10,53 | 75,6 | | | (+) | " |
| " | " | 1971 | - | " | 1 | 12,93 | | | | 1,34 | 40,8 | | | (+) | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 17,5 | | | | ? | 116,4 | | | 286,5 | nach Korte |
| " | " | 1972 | - | " | 1 | 0,71 | | | | 0,26 | 2,58 | | | 8,4 | nach in µg Brüggemann |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,63 | | | | 0,25 | 2,78 | | | 8,7 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,88 | | | | 0,61 | 2,78 | | | 15,6 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,84 | | | | 0,51 | 2,56 | | | 15,1 | " |
| " | Gefangenschaftsbrut | " | | " | 1 | 1,01 | | | | 0,21 | 2,74 | | | 14,9 | " |
| " | " | " | | " | 1 | 1,42 | | | | 0,5 | 3,77 | | | 17,9 | " |
| " | Mittelfranken | " | - | " | 1 | 2,33 | | | | 0,48 | 4,65 | | | 24,0 | " |
| " | Oberfranken | " | - | " | 1 | 0,8 | | | | 0,79 | 2,32 | | | 7,7 | " |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,53 | | | | 0,49 | 3,13 | | | 10,1 | " |
| " | Mittelfranken | " | - | " | 1 | 0,41 | | | | 0,69 | 1,67 | | | 14,4 | " |

Quelle: TROMMER (1972, 1973) Werte bezogen auf Frischgewicht (?)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Mittelfranken | 1972 | - | Ei | 1 | 0,54 | | | | 1,02 | 3,04 | | | 10,9 | nach Brüggemann in µg |
| " | " | " | - | " | 1 | 0,65 | | | | 1,1 | 3,34 | | | 10,2 | " |
| " | Oberfranken | " | - | " | 1 | 0,73 | | | | 0,54 | 3,38 | | | 5,8 | " |
| " | Mittelfranken | " | - | " | 1 | 1,2 | | | | 0,95 | 2,52 | | | 10,2 | " |
| " | Oberfranken | " | - | " | 1 | 0,65 | | | | 0,29 | 2,76 | | | 7,5 | " |
| Habicht Acc. gentilis | " | 1971 | ? | " | 1 | 10,7 | | | | 1,37 | 9,51 | | | -- | " |
| Schw.Milan Milvus migrans | Unterfranken | " | " | " | 1 | 9,55 | | | | 0,3 | 2,78 | | | -- | " |
| Mäusebussard Buteo buteo | " | " | " | " | 1 | 19,6 | | | | 2,31 | 13,2 | | | ++ | " |
| Waldkauz Strix aluco | Oberfranken | " | " | " | 1 | 33,0 | | | | 1,05 | 6,89 | | | (+) | " |
| Steinkauz Athene noctua | Unterfranken | " | " | " | 1 | 27,5 | | | | - | Spur | | | -- | " |
| Schleiereule Tyto alba | " | " | " | " | 1 | 19,0 | | | | ? | 19,0 | | | 70,6 | nach Korte |
| Waldkauz Strix aluco | Oberfranken | " | " | " | 1 | 7,0 | | | | ? | 3,5 | | | 0,2 | nach Brüggemann |
| " | " | 1972 | " | " | 1 | 3,18 | | | | 4,92 | 1,37 | | | Spur | " |

Quelle: TROMMER (1972, 1973) Werte bezogen auf Frischgewicht (?)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Schleiereule Tyto alba | Oberfranken | 1972 | ? | Ei | 1 | 0,58 | | | | 0,19 | 0,66 | | | 2,8 | nach Brüggemann |
| " | Mittelfranken | " | " | " | 1 | 0,9 | | | | 0,16 | 0,59 | | | Spur | " |
| " | Unterfranken | " | " | " | 1 | 0,3 | | | | 0,27 | 0,4 | | | 3,3 | " |
| " | " | " | " | " | 1 | 0,26 | | | | 0,1 | 0,49 | | | 4,4 | " |
| Rohrweihe Circus aeruginosus | Oberfranken | " | " | " | 1 | 1,44 | | | | 0,78 | 3,22 | | | 16,8 | " |
| Baumfalke Falco subbuteo | Mittelfranken | " | " | " | 1 | 0,83 | | | | 0,33 | 2,72 | | | 7,5 | " |
| Wanderfalke Falco peregrinus | Gefangenschaftsbrut | " | | | 1 | 1,2 | | | | 0,24 | 2,07 | | | 6,0 | " |

Quelle: KOEMAN (1972) Werte bezogen auf Frischgewicht

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Seeadler Haliaeëtus albicilla | Schleswig-Holstein | 1969 | - | Ei mit Embr. | | 3,5 | | | | | 1,2 | 0,5 | | 79,0 | |
| " | " | " | | " | | 1,1 | | | | | 17,0 | 0,4 | | 97,0 | |
| " | " | 1970 | | " | | 0,3 | | | | | 11,0 | 0,11 | | 8,2 | |
| " | " | " | | " | | 0,83 | | | | | 17,0 | 0,10 | | 25,0 | |
| " | " | " | | " | | 0,8 | | | | | 4,5 | 0,11 | | 19,0 | |
| " | " | 1971 | | Ei steril | | 0,005 | | | | | 13,0 | 0,25 | | 12,0 | |
| " | " | " | | " | | 0,005 | | | | | 12,0 | 0,27 | | 12,0 | |
| " | " | " | | Ei mit Embr. | | 0,005 | | | | | 5,3 | 0,16 | | 6,1 | |
| " | " | 1969 | | Altvogel Leber | | 0,36 | | | | | 4,0 | 0,25 | | 35,0 | |
| Sperber Accipiter nisus | " | 1970 | | Gehirn | | 1,0 | | | | | 46,0 | 0,29 | | 77,0 | |
| " | " | " | | " | | 3,8 | | | | | 77,0 | 0,33 | | 25,0 | |

14.

Quelle: JENSEN et al. aus Symposium on chemical Pollution

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT u. DDE | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Seeadler Haliaeëtus | Nordschweden | 1968 | ? | Brustmuskel | 1 | | | | | | | | 3,4 | 1,8 | bezogen auf Frischgew. |
| albicilla | " | " | ? | " | 1 | | | | | | | | 1,8 | 3,0 | " |
| " | Schweden | " | ? | " | 1 | | | | | | | | 27,0 | 15,0 | " |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 520,0 | 290,0 | |
| " | Schweden | 1969 | ? | " | 1 | | | | | | | | 2,4 | 3,3 | bezogen auf Frischgew. |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 64,0 | 87,0 | |
| " | Schären b. Stockholm | 1965 | ? | " | 1 | | | | | | | | 400,0 | 180,0 | bezogen auf Frischgew. |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 36.000,0 | 16.000,0 | |
| " | " | 1966 | ? | " | 1 | | | | | | | | 360,0 | 180,0 | bezogen auf Frischgew. |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 18.000,0 | 8.999,0 | |
| " | " | 1966 | ? | " | 1 | | | | | | | | 290,0 | 240,0 | bezogen auf Frischgew. |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 12.000,0 | 10.000,0 | |
| " | " | 1966 | ? | " | 1 | | | | | | | | 290,0 | 150,0 | bezogen auf Frischgew. |
| | | | | | | bezogen auf extrahierbares Fett | | | | | | | 32.000,0 | 17.000,0 | |

## 2. andere Vogelarten

Quelle: KOEMAN (1973)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Bläßhuhn Fulica atra | ? | 1970 | ? | Ganzkörper | 2 | 0,043 | | | | | 0,37 | <0,01 | | 1,7 | ppm/Feuchtgewicht |
| " | | " | ? | " | 5 | 0,032 | | | | | 0,12 | <0,03 | | 1,8 | " |
| " | | " | ? | " | 4 | 0,008 | | | | | 0,069 | <0,03 | | 0,52 | " |
| " | | " | ? | " | 5 | 0,13 | | | | | 0,33 | <0,03 | | 2,4 | " |
| Haubentaucher Podiceps cristatus | | 1971 | ? | Leber | 6 | 0,08 | | | | | 1,3 | <0,03 | | 11,0 | " |
| " | | 1970 | ? | Ganzkörper | 2 | 0,66 | | | | | 3,7 | 0,14 | | 32,0 | |
| Quelle: GRIMM, HOPPE (1972) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Auerhuhn Tetrao urogallus | Alpenraum Bayr. Wald | 1971 | ? | Leber Fett | 33 | 1,44 | 0,64 | 0,12 | 0,41 | | 2,46 | 1,02 | 0,8 | | µg/g Fettgewicht |
| Birkhuhn Lyrurus tetrix | " | " | ? | " | 27 | 0,86 | 0,06 | 0,21 | 0,42 | | 1,36 | 0,76 | 0,74 | | " |

Quelle: RATCLIFFE (1965)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populations-entwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Kolkrabe** Corvus corax | Nordengl. Südschottl. | 1963 | ± | Ei | 1 | | | | | Spur | 0,2 | 0,7 | - | | ppm/Frischgewicht |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,1 | 0,6 | Spur | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,2 | 0,3 | - | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,3 | 1,3 | - | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 2,6 | 1,5 | 0,7 | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,6 | 1,3 | 0,1 | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 2,1 | 1,0 | - | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 1,5 | 0,8 | - | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 1,0 | 0,2 | Spur | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,9 | 0,3 | " | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 1,0 | 0,8 | 0,1 | | " |
| Rabenkrähe Corvus corone corone | Nordengland Südschott. | 1963 | ± | Ei | | | | | | Spur | 0,1 | 0,1 | Spur | | " |
| " | " | " | " | " | | | | | | " | 0,1 | 0,1 | Spur | | " |

Quelle: RATCLIFFE (1965)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Rabenkrähe Corvus corone corone | Nordengland Südschott. | 1963 | ± | Ei | 1 | | | | | Spur | 0,1 | 0,1 | Spur | | ppm/Frischgewicht |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,1 | 0,1 | " | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,1 | 0,1 | " | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,1 | 0,1 | " | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,5 | 0,3 | - | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,5 | 0,4 | - | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,5 | 0,4 | - | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,6 | 0,4 | - | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | " | 0,6 | 0,6 | 0,1 | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | 0,6 | 0,9 | 0,1 | - | | " |
| " | " | " | " | " | " | | | | | Spur | 0,3 | 0,2 | 0,1 | | " |
| | Durchschnitt | | | | | | | | | " | 0,4 | 0,3 | Spur | | " |
| Nebelkrähe ~~Corvus~~ corone cornix | Nordengland Südschott. | 1963 | ± | Ei | 1 | | | | | Spur | 0,4 | 0,1 | Spur | | " |

Quelle: HICKEY (1966)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Heringsmöve Larus fuscus | Michigan-See | 1964 | ± | Gehirn | 12 | | | | | | 15,8 | | 3,9 | | ppm/Frischgewicht |
| " | " | " | " | Brustmuskel | " | | | | | | 19,9 | | 14,1 | | " |
| " | " | " | " | Körperfett | " | | | | | | 1925 | | 390 | | " |
| Quelle: | ROBINSON | (1970) | | | | | | | | | | | | | |
| Rothalstaucher Podiceps griseigena | Groß-brit. | 1963 | + | Ei | 8 | | | | | - | 5,9 | 0,4 | | | ppm/Frischgewicht |
| " | " | 1963 1968 | + | " | 13 | | | | | - | 7,0 | 0,4 | | | " |
| Fischreiher Ardea cinerea | " | 1963 | ± | " | 2 | | | | | - | 6,7 | 7,8 | | | " |
| " | " | 1964 | ± | " | 3 | | | | | - | 9,9 | 3,4 | | | " |
| " | " | 1966 | ± | " | 93 | | | | | - | 7,1 | 4,5 | | | " |

Quelle: FOG et al. (1973)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Eiderente Somateria mollissima | Kattegat | 1970 | ? | Ei | 10 | | | | | | 2,12 | 0,39 | | 35,0 | ppm/Frischgewicht |
| " | " | 1971 | ? | " | 18 | | | | | | 1,66 | 0,29 | | 19,9 | " |
| " | " | 1972 | ? | " | 7 | | | | | | 1,37 | 0,24 | | 14,0 | " |
| " | Norwegen | 1970 | ? | " | 12 | | | | | | 0,4 | | | 0,27 | " |
| " | Finnland | " | ? | " | 14 | | | | | | 1,05 | 0,07 | | 1,74 | " |
| " | Holland | 1967 | ? | " | 10 | | | | | | 0,23 | 0,23 | | 6,2 | " |
| " | " | 1968 | ? | " | 10 | | | | | | 0,49 | 0,19 | | 16,0 | " |
| " | " | 1970 | ? | " | 5 | | | | | | 0,22 | 0,065 | | 5,8 | " |
| " | Dänemark | " | ? | " | 10 | | | | | | 0,56 | 0,095 | | 9,3 | " |
| " | " | 1971 | ? | " | 19 | | | | | | 0,36 | 0,063 | | 4,4 | " |
| " | " | 1972 | ? | " | 7 | | | | | | 0,29 | 0,05 | | 2,7 | " |

Quelle: KOEMAN (1972)

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Lindan | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | pp-DDE | Dieldrin | pp-DDT | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Graureiher Ardea cinerea | Niederlande | 1971 | ? | Ei | 9 | 1,2 | | | | | 7,4 | 1,9 | | 74,0 | ppm/Frischgewicht |
| " | " | " | ? | " | 4 | 1,0 | | | | | 1,7 | 1,1 | | 34,0 | " |
| " | " | " | ? | " | 8 | 0,36 | | | | | 2,8 | 0,5 | | 33,0 | " |
| " | " | " | ? | " | 6 | 0,64 | | | | | 5,9 | 1,5 | | 34,0 | " |
| Brandseeschwalbe | " | 1970 | - | " | 10 | 0,073 | | | | | 0,4 | 0,065 | | 7,1 | " |
| Sterna sandvicensis | | | | | | | | | | | | | | | |
| Eiderente Somateria | " | " | ± | " | 5 | 0,043 | | | | | 0,22 | 0,065 | | 5,1 | " |
| mollissima | " | 1966 | " | " | 18 | | | | | | 0,08 | 0,027 | | | " |
| " | " | " | " | " | 32 | | | | | | 0,57 | 0,57 | | | " |
| Quelle: | BOGAN (1972) | | | | | | | | | | | | | | |
| Eismöve Larus | Großbrit. | 1972 | ? | Leber | 1 | | | | | | 17,0 | | | 24,0 | ppm/Frischgewicht |
| hyperboreus | Arktis | " | ? | Fett | 1 | | | | | | 67,0 | | | 535,0 | " |
| " | " | " | ? | Leber | 1 | | | | | | 67,0 | | | 311,0 | " |

## C. Eigene Untersuchungen

### 1. Material und Methoden

#### 1.1. Untersuchungsmaterial

Das Untersuchungsmaterial bestand in erster Linie aus Eiern, daneben auch aus Kadavern von Greifvögeln und anderen Vogelarten, die in den Jahren 1972 - 1974 von verschiedenen ornithologischen Organisationen und Privatleuten gesammelt und dem Tierhygienischen Institut Freiburg zugeleitet wurden.

Die Eier wurden in sehr unterschiedlichen Verpackungen eingeliefert (in Watte, Zeitungspapier etc.), wodurch es immer wieder zu Bruch und Durchsaftung des ganzen Paketes mit dem Eiinhalt kam. Am besten hat sich die Verpackung in verschraubbaren Glasgefäßen bewährt, die dann ihrerseits in Kartons bruchsicher verpackt wurden. Plastikmaterial darf auf keinen Fall verwendet werden, da es ebenfalls chlorierte Kohlenwasserstoffe enthalten kann, die die Analytik empfindlich stören können.

#### 1.2. Analysengang

Die Proben werden, wenn nötig, zerkleinert, in Glaspetrischalen bei 50 °C 3 - 4 Tage lang getrocknet und danach mit einer elektrischen Mühle homogenisiert. Das Homogenisat wird in Extraktionshülsen in Portionen von 1 - 5 g eingewogen und zum Herauslösen der Lipoide und lipophilen Substanzen drei Stunden im Soxhlet-Apparat mit gaschromatographisch reinem Petroläther (Siedepunkt 40 - 60 °C) extrahiert.

Der Petroläther wird am Rotationsverdampfer abgedampft, und das erhaltene Rohfett bis zur Gewichtskonstanz ausgewogen. Für das anschließende Clean-up wird das Fett in etwa 5 ml Petroläther aufgenommen und auf eine Trennsäule, die mit Aluminiumoxid (Merck, Aktivitätsstufe II - III) beschickt ist, gegeben. Das Aluminiumoxid wird vorher im Muffelofen

bei 500 °C 3 - 4 Stunden erhitzt und danach mit 6 % Wasser desaktiviert. Dann wird mit zweimal 150 ml Petroläther eluiert.

Das Eluat mit den herausgelösten chlorierten Kohlenwasserstoffen wird auf 5 ml, bzw. bei zu erwartenden geringen Rückstandsmengen, auf 1 ml am Rotationsverdampfer eingeengt und in graduierten Glasröhrchen mit Schliffstopfen aufbewahrt.

Zur gaschromatographischen Analyse dient der Gaschromatograph L 400 der Firma Siemens mit Electron-Capture-Detektoren, deren Kathoden $Ni^{63}$ - Folien darstellen. Die Glassäulen (Länge 2 m, innerer Durchmesser 3 mm) sind mit Chromosorb W-HP (100/120 mesh), belegt mit 1,5 % OV-17 und 1,95 % QF-1, gefüllt. Als Trägergas dient hochgereinigter Stickstoff (99,995 %) der Firma Messer-Griesheim. Die Durchflußgeschwindigkeit, gemessen am Detektorausgang, beträgt 35 ml/min. Die Temperatur im Säulenraum beträgt 210 °C und im Detektorraum 230 °C. Es werden jeweils 2 µl des eingeengten Eluats eingespritzt.

## 1.3. Auswertung

Die Auswertung wurde mit Hilfe von zwei Eichlösungen bekannter Konzentrationen vorgenommen.
Die erste Eichlösung enthielt:

| | |
|---|---|
| Hexachlorbenzol | 0,1 ppm |
| γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan) | 0,1 ppm |
| Heptachlor | 0,1 ppm |
| Aldrin | 0,1 ppm |
| Heptachlorepoxid | 0,1 ppm |
| p.p-DDE | 1,0 ppm |
| Dieldrin | 1,0 ppm |
| Endrin | 1,0 ppm |
| o.p-DDD | 1,0 ppm |
| p.p-DDT | 1,0 ppm |

Die zweite Eichlösung enthielt ein PCB mit 60 %igem Chlorierungsgrad.

Die Auswertung erfolgte nach der Höhe der jeweiligen Peaks, wobei darauf zu achten war, daß die zu analysierende Lösung durch Verdünnung so eingestellt wurde, daß die Peaks etwa in der Größenordnung der Eichpeaks lagen, da die Detektoren bei höheren Peaks nicht mehr linear arbeiten.

Unter verschiedenen uns vorliegenden PCB - Gemischen wurde das verwendete Gemisch ausgewählt, als sich herausstellte, daß es mit den meisten der aus den Greifvogeleiern gewonnenen unbekannten Peaks korrespondierte.

Weiter stellte sich heraus, daß p,p-DDD und p,p-DDT durch PCB - Peaks überlagert wurden. Auch durch erneute Elution mit n-Hexan über Florisil, wie von REYNOLDS (1972) empfohlen, war eine vollständige Abtrennung der PCB's nicht möglich.

Da p,p-DDE nicht durch PCB's überlagert wird und mit über 90 % auch den weitaus größten Teil des anfallenden Gesamt - DDT darstellt, wurde p,p-DDE als Maß für den DDT - Gehalt der Proben angesehen.

Die PCB - Auswertung wurde mit Hilfe des siebten im Eichchromatogramm erscheinenden PCB - Peak vorgenommen, wenn das Verhältnis zu den beiden darauf folgenden nicht interferierenden PCB - Peaks in Eich- und Analysenchromatogram identisch war.

## 1.4. Wiederfindungsrate

In Wiederfindungsversuchen mit Hühnereiern, denen bekannte Mengen der zu analysierenden Stoffe beigemischt waren, lagen alle Werte bis auf die des Lindan zwischen 80 und 100 % (HCB: 93 %, Heptachlor: 87 %, Aldrin: 80 %, Heptachlorepoxid: 88 %, p,p-DDT: 83 %, p,p-DDE: 80 %, Dieldrin: 85 %,

PCB: 80 %). Die Wiederfindungsrate des Lindans lag bei etwa 10 %, Lindan kommt also für quantitative Auswertung nicht in Frage. Nach BUSS (mdl.Mit.) verdampft ein großer Teil des Lindan beim Abdampfen zusammen mit dem Petroläther.

## 1.5. Reproduzierbarkeit

Bei etwa jeder zehnten Aufarbeitung wurden Doppelbestimmunge durchgeführt. Die Abweichungen betrugen bis zu ± 20 %.

## 1.6. Bezugsgrößen

Bis auf wenige Ausnahmen werden die Ergebnisse in der Literatur auf Frischgewicht bezogen. Diese Methode erschien uns wenig sinnvoll, da die Proben, insbesondere die Eier, in den meisten Fällen in stark evaporiertem Zustand, bzw. völlig ausgetrocknet, das Institut erreichten. Von STICKEL (1973) ist zwar eine Methode entwickelt worden, die es erlaubt, über die Eivolumina eine Umrechnung auf den Fremdstoffgehalt, bezogen auf das Frischgewicht, vorzunehmen. Das Material für die dazu notwendigen empirischen Untersuchungen fehlte uns jedoch, nicht zuletzt da uns in vielen Fällen zerbrochene Eier bzw. nur der Eiinhalt erreichten.

Die Werte sind deshalb durchweg auf Trockengewicht und meistens zusätzlich auf Fettgewicht bezogen. Da der Gehalt der Eier an Trockensubstanz etwa bei 25 % (± 5 %) liegt, ist eine Umrechnung auf das Frischgewicht jedenfalls näherungsweise möglich.

## 1.7. Eigene Ergebnisse

### 1.7.1. Erläuterungen zu den Tabellen

Die Werte sind angegeben in ppm bezogen auf Trockengewicht und in den meisten Fällen auch auf Fettgewicht. Die an zweiter Stelle angegebenen Werte beziehen sich dann jeweils auf das Fettgewicht. Der Fettgehalt wurde nicht in allen Fällen bestimmt; die Fett-Werte werden dann entweder nicht angegeben, oder auf den mittleren Fettgehalt vergleichbarer Proben bezogen, was jeweils in den Tabellen angegeben ist.

### 1.7.2. Freilebende Wanderfalken

Die Basis des Untersuchungsmaterials stellen die von der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) eingeschickten Eier dar. Diese nicht ausgebrüteten Eier wurden in den Jahren 1973 und 1974 anläßlich der routinemäßigen Horstkontrollen und Beringung der Jungvögel eingesammelt. Die Eier entstammen der einzigen noch intakten Wanderfalkenpopulation Deutschlands auf der schwäbischen Alb.

### 1.7.3. Wanderfalken in Gefangenschaft

Von dem Berliner Falkner und Wanderfalkenzüchter Prof. Dr. Saar erhielten wir 9 Eier von in Gefangenschaft brütenden Wanderfalken. Ei Nr.1 stammt von einem spanischen Wanderfalkenpaar, das 7 befruchtete Eier legte (4 im Erst- 3 im Nachgelege).

Die anderen Eier stammen von einem Paar aus Britisch-Columbien aus drei Gelegen (Nr. 2,3,4 aus dem ersten; Nr. 5,6,7 aus dem zweiten; Nr. 8 und 9 aus dem dritten Gelege). Ei Nr. 10 wurde uns von einem Pforzheimer Falkner zugeschickt, es stammt ebenfalls von einem in Gefangenschaft brütenden Paar, wobei nähere Angaben fehlen.

Die Fett-Werte der Wanderfalkeneier von 1973 sind auf den mittleren Fettgehalt = 26,4% der Eier von 1974 bezogen.

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke Falco | Schwäb. Alb | 1973 | ± | Ei | 1 | 20,7<br>78,4 | | | 1,3<br>4,9 | 39,8<br>150,7 | | 25,0<br>95,0 | 1 Horstgeschwister |
| peregrinus " | " | " | " | " | 1 | 115,0<br>435,6 | | | 1,2<br>4,5 | 200,0<br>757,6 | | 109,0<br>413,0 | ausgeflogen |
| " | " | " | " | " | 1 | 229,8 | | | 1,6 | 114,3 | | 135,0 | erfolglose Brut |
| " | " | " | " | " | 1 | 35,0 | | | - | 80,5 | | nicht auswertbar | 3er Gelege, 2 Nestgeschwister ausgeflogen |
| " | " | " | " | " | 1 | 132,3<br>501,1 | | | - | 127,3<br>482,2 | | ca.50,0 | erfolglose Brut |
| " | " | " | " | Embryo | 1 | 15,1<br>57,2 | | | 0,4<br>1,5 | 12,4<br>50,0 | | 13,0<br>49,0 | keine Nestgeschwister |
| Durchschnitt | | " | | | 6 | 91,3<br>268,0 | | | 1,1<br>2,7 | 95,7<br>360,1 | | 66,0<br>185,0 | |
| Wanderfalke Falco | Schwäb. Alb | 1974 | ± | Ei | 1 | 13,1 | 0,13 | | 1,7 | 74,0 | | 124,0 | erfolglose Brut |
| peregrinus " | " | " | " | " | 1 | 69,4<br>175,6 | - | | 2,1<br>5,3 | 108,4<br>274,3 | | 126,0<br>318,0 | 3er Gelege, Eier nicht befruchtet |
| " | " | " | " | " | 1 | 73,0<br>265,3 | 0,2<br>0,7 | | 1,3<br>4,7 | 101,8<br>370,0 | | 145,0<br>737,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke Falco | Schwäb. Alb | 1974 | ↑ | Ei | 1 | 23,5 | - | | 1,7 | 69,4 | | 26,0 | erfolglose Brut |
| peregrinus<br>" | "<br>" | "<br>" | "<br>" | "<br>" | 1 | 15,7<br>34,9 | - | | 3,6<br>8,0 | 114,0<br>253,3 | | 130,0<br>289,0 | 2 Nestgeschwister ausgeflogen |
| " | " | " | " | Embryo | 1 | 13,2 | - | | 12,3 | 97,4 | | 21,0 | 3er Gelege |
| " | " | " | " | " | 1 | 20,2<br>41,4 | - | | 26,1<br>53,5 | 103,5<br>212,1 | | 32,0<br>66,0 | 3er Gelege |
| " | " | " | " | Ei | 1 | 21,8<br>74,7 | - | | 15,7<br>53,8 | 77,7<br>266,4 | | 30,0<br>103,0 | |
| Durchschnitt | " | 1974 | | | 8 | 31,3<br>117,8 | | | 5,7<br>16,8 | 95,6<br>314,3 | | 94,0<br>348,0 | |

Eier von in Gefangenschaft brütenden Wanderfalken

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke Falco (1) | Berlin Prof.Saar | 1974 | | Ei | 1 | 27,5<br>66,5 | | | 0,3<br>0,7 | 26,7<br>64,5 | | 46,0<br>111,0 | |
| peregrinus (2) | " | " | | " | " | 39,3<br>99,5 | | | 0,33<br>0,8 | 21,6<br>54,8 | | 50,0<br>126,0 | |
| " (3) | " | " | | " | " | 16,7 | | | 0,2 | 35,5 | | 57,0 | |
| " (4) | " | " | | " | " | nicht auszuwerten | | | 0,2<br>0,6 | 15,9<br>53,9 | | 24,0<br>81,0 | |
| " (5) | " | " | | " | " | 16,4<br>46,8 | | | 0,1<br>0,3 | 23,8<br>68,0 | | 27,0<br>77,0 | |
| " (6) | " | " | | " | " | nicht auszuwerten | | | 0,3<br>0,9 | 27,7<br>92,3 | | 48,0<br>160,0 | |
| " (7) | " | " | | " | " | 18,0<br>66,6 | | | 0,3<br>1,1 | 25,7<br>95,2 | | 46,0<br>170,0 | |
| " (8) | " | " | | " | " | 12,1<br>38,3 | | | 0,3<br>1,0 | 26,6<br>84,3 | | 42,0<br>133,0 | |
| " (9) | " | " | | " | " | 13,1<br>47,9 | | | 0,3<br>1,1 | 23,8<br>87,0 | | 41,0<br>150,0 | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 9 | 19,0<br>60,9 | | | 0,26<br>0,8 | 25,2<br>75,0 | | 42,0<br>126,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke (10) | Pforzheim | 1974 | | Ei | 1 | 52,3 | | | 0,35 | 10,3 | | 47,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

### 1.7.4. Habicht

Die umfangreichste Gruppe von Proben stellen 49 Habichteier dar, die in den Jahren 1972 und 1973 auf einer Kontrollfläche in Schleswig-Holstein gesammelt worden sind.

Die untersuchten Eier stammen fast.sämtlich aus erfolgreichen Bruten (LOOFT, 1975, pers. Mitt.).

Die Fettwerte der Habichteier von 1972 sind auf den mittleren Fettgehalt der Eier von 1973 = 27,1 % bezogen

n.a. = nicht auswertbar

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht Accipiter | Schleswig-Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 11,9<br>43,9 | | | 0,3<br>1,1 | 7,8<br>28,8 | | 61,0<br>225,0 | 2 Geschwister ausgeflogen |
| gentilis<br>" | " | " | | " | 1 | 132,9<br>488,2 | | | 0,2<br>0,7 | 5,8<br>21,5 | | 15,0<br>55,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 98,4<br>363,0 | | | n.a. | 8,1<br>29,8 | | 47,0<br>173,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 148,3<br>547,2 | | | 0,3<br>1,1 | 8,3<br>30,6 | | 10,0<br>37,0 | aufgegeben |
| " | " | " | | " | 1 | 103,1<br>380,4 | | | n.a. | 11,6<br>42,8 | | 49,0<br>180,0 | 3 Geschwister ausgeflogen. |
| " | " | " | | " | 1 | 108,0 | | | 0,03 | 13,3 | | 48,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 25,5<br>94,1 | | | n.a. | 2,6<br>9,6 | | 5,0<br>18,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 111,4<br>411,4 | | | 0,3<br>1,1 | 6,6<br>24,4 | | 13,0<br>48,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 21,0<br>77,5 | | | n.a. | 6,0<br>22,1 | | 13,0<br>48,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 46,8<br>172,7 | | | 0,2<br>0,7 | 4,4<br>16,2 | | 13,0<br>48,0 | 2 " |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht Accipiter gentilis | Schleswig-Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 20,4<br>75,3 | | | 0,5<br>1,8 | 16,0<br>59,0 | | 23,0<br>85,0 | 2 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 46,8<br>172,7 | | | 0,3<br>1,1 | 8,7<br>32,1 | | 32,0<br>118,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 10,8<br>39,8 | | | 1,9<br>7,0 | 12,9<br>47,6 | | 66,0<br>244,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 14,3<br>52,8 | | | 0,3<br>1,1 | 8,9<br>32,8 | | 19,0<br>70,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 136,3<br>502,9 | | | 0,3<br>1,1 | 19,3<br>71,2 | | 76,0<br>280,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 130,0<br>480,0 | | | 1,0<br>3,7 | 23,8<br>87,8 | | 89,0<br>328,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 73,6<br>271,6 | | | 0,09<br>0,3 | 4,0<br>14,8 | | 9,0<br>33,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 73,6<br>271,6 | | | 0,2<br>0,7 | 11,8<br>43,5 | | 30,0<br>110,0 | 3 " |
| " | " | " | | " | 1 | 9,4<br>34,7 | | | n.a. | 8,6<br>31,7 | | 29,0<br>107,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 0,92<br>3,4 | | | 0,01<br>0,03 | 0,64<br>2,4 | | 0,2<br>0,7 | 1 " |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht Accipiter gentilis | Schleswig-Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 32,1<br>118,5 | | | 0,2<br>0,7 | 3,9<br>14,4 | | 11,0<br>40,0 | 2 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 72,9<br>269,0 | | | 0,2<br>0,7 | 9,8<br>36,2 | | 40,0<br>147,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 154,3<br>569,4 | | | 0,6<br>2,2 | 42,3<br>156,1 | | 59,0<br>218,0 | 3 " |
| " | " | " | | " | 1 | 47,6<br>175,6 | | | 0,2<br>0,7 | 3,9<br>14,4 | | 16,0<br>59,0 | 3 " |
| " | " | " | | " | 1 | 44,4<br>163,8 | | | 0,6<br>2,2 | 43,5<br>160,2 | | 110,0<br>406,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 35,0<br>129,2 | | | 0,1<br>0,37 | 64,1<br>236,5 | | 15,0<br>55,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 82,1<br>302,9 | | | 0,2<br>0,7 | 5,7<br>21,0 | | 12,0<br>44,0 | 2 " |
| " | " | " | | " | 1 | 12,1<br>45,8 | | | 0,36<br>1,4 | 3,6<br>13,6 | | 17,0<br>64,0 | 1 " |
| " | " | " | | " | 1 | 97,8<br>360,8 | | | 0,3<br>1,1 | 12,2<br>45,0 | | 43,0<br>159,0 | 3 " |
| Durch- | | 1972 | | | 29 | 63,9 | | | 0,37 | | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht | Schleswig- | 1973 | | Ei | 1 | 54,0 | | | 0,5 | 11,2 | | 43,0 | |
| Accipiter | -Holstein | | | | | 226,2 | | | 2,1 | 46,9 | | 180,0 | |
| gentilis | " | " | | " | 1 | 70,1 | | | 0,3 | 14,8 | | 64,0 | |
| " | | | | | | 352,3 | | | 1,5 | 74,5 | | 322,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 15,0 | | | 1,0 | 20,8 | | 48,0 | |
| | | | | | | 45,9 | | | 3,0 | 63,6 | | 147,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 80,5 | | | 2,0 | 18,3 | | 48,0 | |
| | | | | | | 263,2 | | | 6,5 | 59,8 | | 157,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 24,8 | | | 1,5 | 12,3 | 12,0 | 20,0 | |
| | | | | | | 74,0 | | | 4,5 | 36,7 | 35,8 | 59,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 30,6 | | | 1,9 | 13,1 | | 48,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 26,1 | | 0,25 | 0,3 | 18,8 | | 23,0 | |
| | | | | | | 57,4 | | 0,55 | 0,66 | 41,3 | | 50,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 56,3 | | 0,02 | 1,3 | 14,0 | | 47,0 | |
| | | | | | | 171,3 | | 0,06 | 3,9 | 42,6 | | 143,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 40,5 | | | 0,6 | 9,9 | | 43,0 | |
| | | | | | | 99,7 | | | 1,5 | 24,4 | | 94,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 218,6 | | | 1,6 | 8,2 | | 25,0 | |
| | | | | | | 661,3 | | | 4,8 | 24,8 | | 76,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht Accipiter gentilis | Schleswig-Holstein | 1973 | | Ei | 1 | 53,9<br>194,5 | | | 2,6<br>9,4 | 43,7<br>157,6 | | 73,0<br>263,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 105,2<br>399,4 | | | 0,9<br>3,4 | 6,4<br>24,3 | | 109,0<br>414,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 142,5<br>406,0 | | | 0,7<br>2,0 | 13,9<br>39,6 | 17,9<br>62,2 | 55,0<br>157,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 50,2<br>175,3 | | | 5,6<br>19,7 | 36,4<br>127,2 | 2,7<br>9,2 | 223,0<br>779,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 258,4<br>883,3 | | | 2,7<br>9,2 | 11,2<br>38,3 | | 33,0<br>113,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 221,6 | | | 1,8 | 55,3 | | 196,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 94,0<br>378,2 | | | 1,0<br>3,9 | 22,9<br>92,1 | | 107,0<br>430,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 149,4<br>622,4 | | | 1,6<br>6,7 | 10,2<br>42,5 | | 15,0<br>62,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 21,6<br>50,6 | | | 0,7<br>1,6 | 21,2<br>49,7 | | 28,0<br>66,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 309,9<br>553,5 | | | 0,5<br>0,9 | 14,3<br>25,5 | | 34,0<br>60,0 | |
| Durchschnitt | | 1973 | | | 20 | 101,2<br>311,9 | | | 1,4<br>4,7 | 18,8<br>56,2 | | 64,0<br>198,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Habicht Accipiter gentilis | Oberfranken | 1973 | | Ei | 1 | 125,2 | | | 1,7 | 110,8 | | 201,0 | 3 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 29,8<br>115,2 | | | 0,4<br>1,5 | 15,5<br>59,9 | | 38,0<br>147,0 | kein Bruterfolg |
| " | " | " | | " | 1 | 23,7 | | | 0,2 | 11,3 | | 25,0 | 2 Geschwister ausgeflogen |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

### 1.7.5. Sperber

Die Sperber aus Oberfranken hatten, wie schon unter 1.1.3. erwähnt, in den letzten Jahren sehr schlechte Schlupfergebnisse. Die Sperbereier aus Schleswig-Holstein konnten nur hinsichtlich ihrer HCB- und p,p-DDE-Gehalte ausgewertet werden.

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Schleswig Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 34,2 | | | | 33,5 | | | 4 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 20,4 | | | | 23,5 | | | " |
| " | " | " | | " | 1 | 24,8 | | | | 65,5 | | | " |
| " | " | " | | " | 1 | 31,7 | | | | 29,4 | | | 5 " |
| " | " | " | | " | 1 | 76,5 | | | | 5,1 | | | verlassene Brut |
| Durchschnitt | | 1972 | | | 5 | 37,5 | | | | 31,4 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Sperber Accipiter nisus | Oberfranken | 1973 | - | Ei | 1 | 32,6<br>104,5 | | | 13,8<br>44,5 | 156,2<br>504,7 | | 299,0<br>971,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 2,2 | | | 1,1 | 31,5 | | 81,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 9,6<br>29,4 | | | 6,0<br>18,3 | 291,6<br>891,5 | | 287,0<br>877,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Oberfranken | 1973 | - | Ei | 1 | 3,3 | | | 4,7 | 100,9 | | 748,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 6,3<br>19,6 | | | 1,3<br>4,0 | 81,1<br>252,6 | | 350,0<br>1090,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 5,6<br>10,6 | | | 1,7<br>4,2 | 98,6<br>185,4 | | 125,0<br>237,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 6,6<br>19,0 | | | 1,4<br>4,0 | 55,0<br>158,6 | | 73,0<br>210,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 4,9 | | | 2,0 | 369,2 | | 340,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 8,0<br>17,5 | | | 3,4<br>7,4 | 186,2<br>407,4 | | 344,0<br>753,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 5,8 | | | u.a. | 300,0 | | 178,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 13,5 | | | 5,0 | 353,5 | | 492,0 | |
| Durchschnitt | | 1973 | | | 11 | 8,9<br>33,4 | | | 4,0<br>13,7 | 183,4<br>400,0 | | 301,0<br>689,0 | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sperber Accipiter nisus | Bodensee | 1974 | - | Ei | 1 | 3,3<br>9,0 | | | 2,7<br>7,4 | 133,2<br>363,4 | | 127,0<br>346,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 8,8<br>22,0 | | | 4,3<br>10,7 | 106,2<br>516,6 | | 312,0<br>782,0 | |
| 1.7.6. | Einzelfunde anderer Greifvogelarten und Eulen | | | | | | | | | | | | |
| Seeadler Haliaeëtus albicilla | Schleswig Holstein | 1974 | - | Jungvogel | 1 | 1,05<br>7,6 | | | 0,68<br>4,95 | 94,4<br>687,0 | | 106,0<br>774,0 | |
| " | " | " | - | Ei | 1 | 2,26<br>10,6 | | | 0,09<br>0,42 | 27,0<br>127,0 | | 53,0<br>250,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 3,3<br>19,2 | | | 0,26<br>1,5 | 29,4<br>170,0 | | 168,0<br>975,0 | |
| " | " | " | - | " | 1 | 3,8<br>28,0 | | | 0,3<br>2,0 | 25,2<br>187,0 | | 140,0<br>1040,0 | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 4 | 2,6<br>16,3 | | | 0,33<br>2,2 | 44,0<br>292,7 | | 117,0<br>760,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Turmfalke Falco tinnunculus | Schwäb. Alb | 1974 | | Ei | 1 | 19,8<br>57,6 | | | 0,15<br>0,44 | 2,9<br>8,4 | | 14,0<br>40,0 | |
| " | Oberfranken | 1973 | | " | 1 | 7,6<br>27,5 | | | 0,17<br>0,61 | 1,7<br>6,2 | | 14,0<br>50,0 | |
| " | Schleswig Holstein | 1972 | | " | 1 | 3,8 | | | 0,6 | 331,4 | | Spur | |
| Mäusebussard Buteo buteo | Schwäb. Alb | 1974 | | " | 1 | 0,3 | | 0,06 | | 0,4 | | | |
| " | Schleswig-Holstein | " | | Leber | 1 | 1,4 | | | | 3,7 | | 10,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,7 | | | | 3,5 | | 6,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,6 | | | | 6,5 | | 11,0 | |
| Wiesenweihe Circus pygargus | " | 1972 | | Ei | 1 | 47,5 | | | | 28,4 | | | 4 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 19,5 | | | | 81,5 | | | " |
| " | " | " | | " | 1 | 26,3 | | | | 23,8 | | | 2 Geschwister ausgeflogen |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wiesenweihe Circus pygargus | Schleswig-Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 84,4 | | | | 5,6 | | | 4 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 14,9 | | | | 7,3 | | | " |
| Durchschnitt | | 1972 | | | 5 | 38,5 | | | | 29,3 | | | |
| Rohrweihe Circus aeruginosus | Schleswig-Holstein | 1972 | | Ei | 1 | 11,5 | | | | 9,6 | | | 3 Geschwister ausgeflogen |
| " | " | " | | " | 1 | 9,7 | | | | 19,4 | | | |
| Fischadler Pandion haliaeetus | " | 1974 | | " | 1 | 0,13 | | | 0,2 | 6,3 | | 5,0 | |
| | Eulen | | | | | | | | | | | | |
| Uhu Bubo bubo | Schwäb. Alb | 1972 | | Embryo | 1 | 0,5<br>2,6 | | 0,07<br>0,36 | 0,2<br>1,0 | 10,4<br>53,5 | | 202,0<br>1040,0 | |
| " | " | 1973 | | Ei | 1 | 76,7<br>261,5 | | | 1,7<br>5,8 | 55,4<br>188,9 | | 350,0<br>1193,0 | |
| Waldkauz Strix aluco | Oberfranken | 1973 | | Ei | 1 | 9,3<br>28,0 | | | 0,2<br>0,6 | 9,4<br>28,8 | | 157,0<br>471,0 | |

### 1.7.7. Andere Vogelarten

Um einen Überblick über die Pestizid-Belastung auf den ökologischen Ebenen unterhalb der Greifvögel zu gewinnen, wurde auch Material von anderen Vogelarten stichprobenartig untersucht.

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Silbermöve Larus argentatus | Amrum | 1974 | + | Ei | 1 | 2,2<br>6,9 | 0,2<br>0,6 | 1,6<br>5,0 | 0,2<br>0,6 | 1,6<br>5,0 | 1,2<br>3,7 | 142,0<br>444,0 | |
| " | " | " | + | " | 1 | 2,2<br>7,2 | 0,1<br>0,35 | n.a. | 0,16<br>0,56 | 1,1<br>3,8 | n.a. | 90,0<br>314,0 | |
| " | " | " | + | " | 1 | 0,8<br>2,8 | 0,15<br>0,5 | 0,06<br>0,5 | 0,14<br>0,5 | 0,96<br>3,3 | 0,55<br>1,9 | 32,0<br>110,5 | |
| Sturmmöve Larus canus | Kiel | 1974 | | Leber | 1 | 4,5 | | | | 1,6 | | 1,5 | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,3 | | | | 2,6 | | 37,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 2,3 | | 0,07 | 0,08 | 10,1 | | 30,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 4,9 | | | | 2,0 | | 30,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Flußseeschwalbe Sterna hirundo | Oberrhein | 1974 | | Leber | 1 | 9,4 | | | | 1,0 | | 15,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Saatkrähe Corvus frugilegus | Freiburg | 1974 | | Leber | 1 | 3,6<br>10,0 | | | | 7,6<br>21,1 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,0<br>7,2 | | | | 1,85<br>13,4 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 3,5<br>11,0 | | | | 6,5<br>20,4 | | | |
| Elstern Pica pica | Freiburg | 1974 | | Leber | 1 | 0,2<br>0,8 | | 7,2<br>30,3 | | 15,6<br>65,6 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,26<br>1,5 | | | | 2,6<br>15,0 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,6<br>5,2 | | | | 62,5<br>540,7 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,5<br>4,5 | | | | 3,3<br>29,4 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,08<br>0,6 | | | | 28,7<br>237,5 | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Elstern Pica pica | Freiburg | 1974 | | Leber | 1 | 0,26<br>2,2 | | | | 6,6<br>55,0 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,2<br>2,3 | | | | 2,9<br>33,7 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 2,2<br>8,7 | | 0,54<br>2,14 | | 14,4<br>57,0 | 12,4<br>49,1 | | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 8 | 0,54<br>3,2 | | | | 17,1<br>129,2 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Amsel Turdus merula | Freiburg | 1974 | | Ei | 1 | 0,86<br>1,9 | | 1,1<br>2,45 | | 10,15<br>22,6 | | 56,0<br>125,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 2,8<br>9,4 | | | | 11,2<br>37,8 | | 90,0<br>303,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,8<br>1,4 | | | | 25,0<br>41,4 | | Spur | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,4<br>1,2 | | | | 4,2<br>12,6 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,1<br>0,2 | | | | 3,0<br>6,7 | | Spur | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amsel Turdus merula | Freiburg | 1974 | | Ei | 1 | 0,3<br>0,8 | | | | 5,0<br>12,9 | | 41,0<br>105,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,1<br>0,2 | | | | 7,4<br>17,6 | | 73,0<br>174,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,1<br>0,26 | | | | 4,6<br>12,2 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,2<br>0,5 | | | | 3,6<br>9,3 | | Spur | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 9 | 0,63<br>1,76 | | | | 8,2<br>19,2 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Neuntöter Lanius collurio | Bodensee | 1973 | | Ei | 1 | 0,18 | | 0,07 | | 6,48 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,9 | | 0,15 | | 5,78 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,21 | | 0,17 | | 5,2 | 2,1 | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,72 | | | | 3,3 | 1,3 | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Neuntöter Lanius collurio | Bodensee | 1973 | | Ei | 1 | 0,45 | | 0,04 | | 2,1 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,2 | | 0,04 | | 3,8 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,22 | | 0,06 | | 3,9 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,26 | | 0,06 | | 5,0 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,23 | | 0,08 | | 3,9 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,32 | | 0,06 | | 4,3 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,26 | | 0,06 | | 4,5 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,06 | | u.a. | | 0,6 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,02 | | 0,07 | | 2,5 | | | |
| Durchschnitt | | 1973 | | | 13 | 0,46 | | 0,08 | | 3,9 | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p.p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Feldsperling Passer montanus | Lahr Hüttenwald | 1974 | | Ei | 1 | 4,0<br>15,4 | | | | 1,0<br>9,9 | 0,6<br>2,3 | Spur | |
| " | " | " | | " | 1 | 6,9<br>19,6 | | | | 2,9<br>8,2 | | Spur | |
| " | " | " | | " | 1 | 11,6<br>57,6 | | | | 1,3<br>6,5 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,2<br>5,0 | | | | 6,3<br>26,6 | | 15,0<br>63,0 | |
| " | " | " | | " | 1 | 3,2<br>12,0 | | | 0,35<br>1,32 | 2,7<br>10,2 | | 24,0<br>90,0 | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 5 | 5,4<br>21,9 | | | | 2,8<br>11,1 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Erlenzeisig Carduelis spinus | Neustadt Schwarzwald | 1974 | | Kadaver | 1 | 0,15 | | 0,03 | | 0,6 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,29 | | 2,2 | | 1,4 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 0,29 | | | | 0,3 | | | |

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Erlenzeisig Carduelis spinus | Neustadt Schwarzwald | 1974 | | Kadaver | 1 | 0,9 | | 0,26 | | 4,3 | | | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,08 | | 0,26 | | 2,1 | | | |
| Durchschnitt | | 1974 | | | 5 | 0,54 | | | | 1,7 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Kohlmeise Parus major | Lahr Hüttenwald | 1974 | | Ei | 1 | 2,9<br>13,1 | | | | 3,3<br>14,9 | | 29,0<br>131,1 | |
| " | " | " | | " | 1 | 1,8<br>7,9 | | | 0,1<br>0,4 | 1,5<br>6,6 | | 16,0<br>70,0 | |
| Blaumeise Parus caeruleus | " | " | | " | 1 | 1,5<br>8,2 | | | | 7,0<br>38,0 | | 27,0<br>148,0 | |
| Kleiber Sitta europaea | " | " | | " | | 2,1<br>8,7 | | | | 5,8<br>24,4 | | | |
| Rotkelchen Erithacus rubecula | " | " | | " | 1 | 1,7<br>7,0 | | | | 7,8<br>31,6 | | | |

## 1.7.8. Zusammenstellung der Durchschnittswerte

| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke Falco peregrinus | Schwäb. Alb | 1973 | ± | Eier | 6 | 91,3<br>268,0 | | | 1,1<br>2,7 | 95,7<br>360,1 | | 66,0<br>185,0 | |
| " | " | 1974 | ± | Eier | 14 | 31,3<br>117,8 | | | 5,7<br>16,8 | 95,6<br>314,3 | | 94,0<br>348,0 | |
| " | Zucht | 1974 | | Eier | 9 | 19,0<br>60,9 | | | 0,26<br>0,8 | 25,2<br>75,0 | | 42,0<br>126,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Habicht Accipiter gentilis | Schleswig-Holstein | 1972 | ± | Eier | 29 | 63,9<br>235,7 | | | 0,37<br>1,3 | 11,9<br>43,9 | | 34,0<br>125,0 | |
| " | " | 1973 | ± | Eier | 20 | 101,2<br>311,9 | | | 1,4<br>4,7 | 18,8<br>56,2 | | 64,0<br>198,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Sperber Accipiter nisus | Schleswig-Holstein | 1972 | | Eier | 5 | 37,5 | | | | 31,4 | | | |
| " | Oberfranken | 1973 | - | Eier | 11 | 8,9<br>33,4 | | | 4,0<br>13,7 | 183,4<br>400,0 | | 301,0<br>689,0 | |

## 1.7.8. Zusammenstellung der Durchschnittswerte

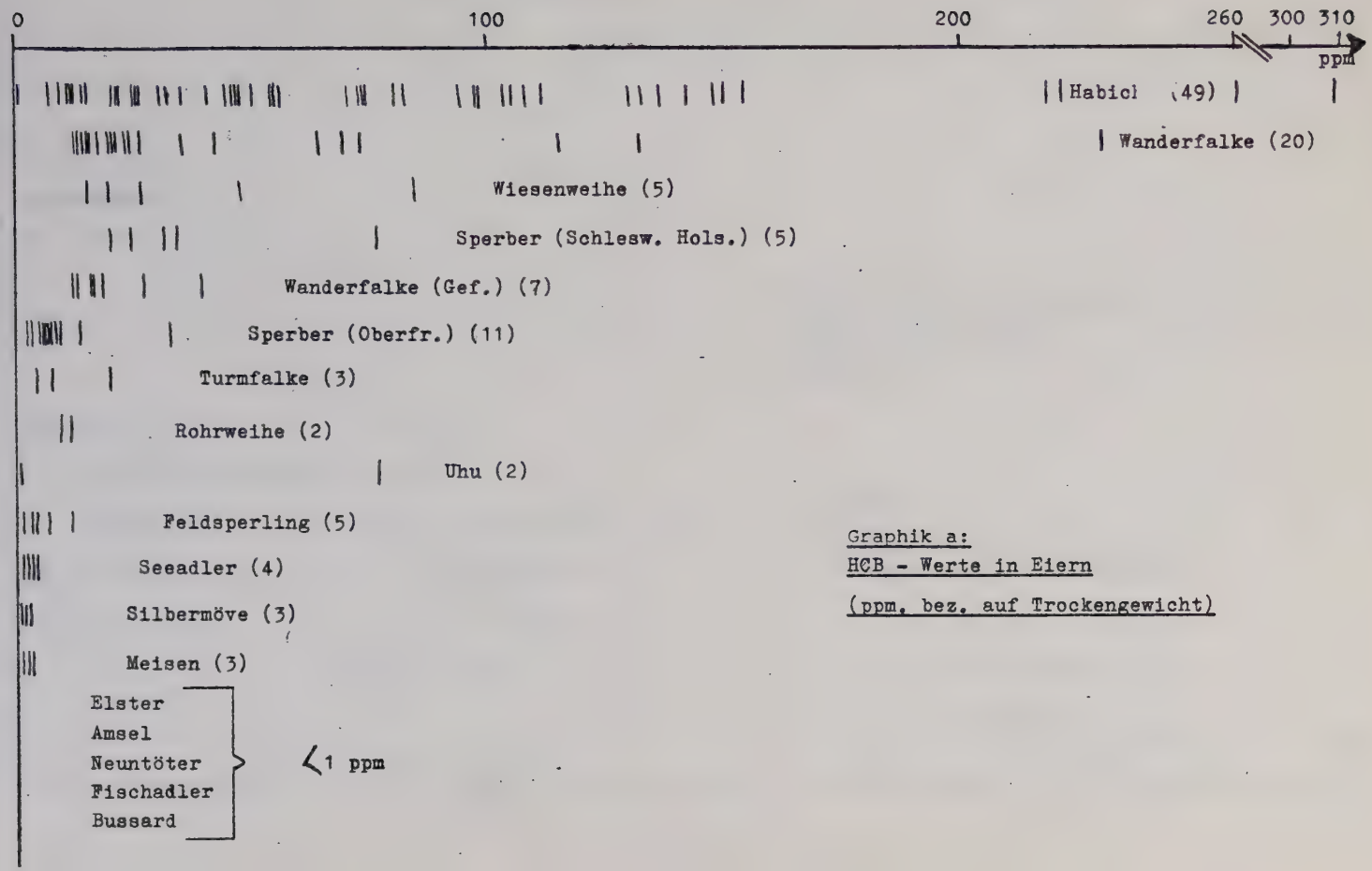
| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Seeadler Haliaeëtus albicilla | Schleswig-Holstein | 1974 | - | Eier | 4 | 3,8<br>28,0 | | | 0,3<br>2,0 | 25,2<br>187,0 | | 140,0<br>1040,0 | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Wiesenweihe Circus pygargus | Schleswig-Holstein | 1972 | | Eier | 5 | 38,5 | | | | 29,3 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Elster Pica pica | Freiburg | 1974 | ± | Leber | 8 | 0,54<br>3,2 | | | | 17,1<br>129,2 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Amsel Turdus merula | Freiburg | 1974 | ± | Eier | 9 | 0,63<br>1,76 | | | | 8,2<br>19,2 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Neuntöter Lanius collurio | Bodensee | 1973 | - | Eier | 13 | 0,46 | | 0,08 | | 3,9 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

## 1.7.8. Zusammenstellung der Durchschnittswerte

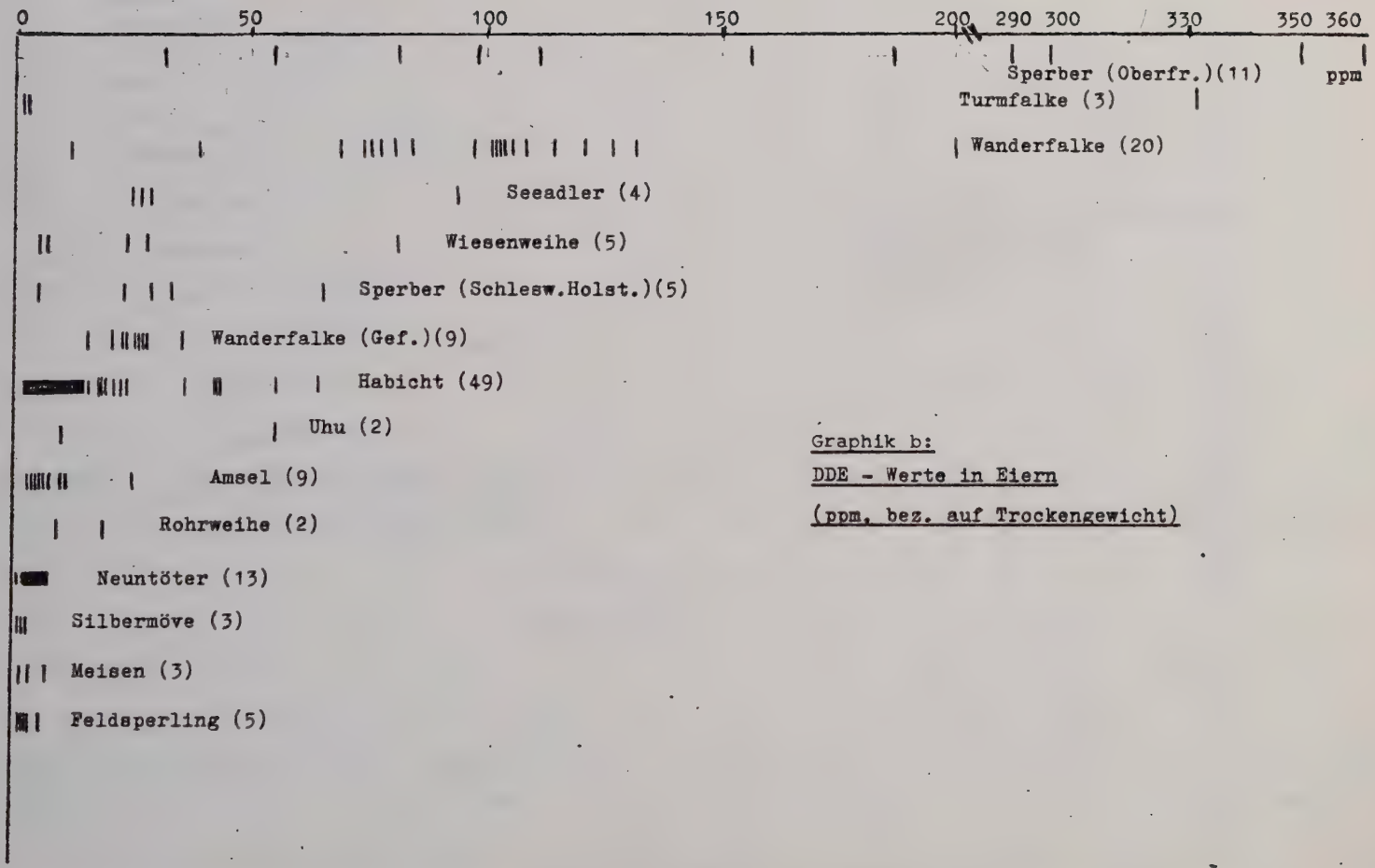
| Vogelart | Herkunft | Jahr | Populationsentwicklung | Probe | n | HCB | Heptachlor | Aldrin | Heptachlorepoxid | p,p-DDE | Dieldrin | PCB | Bemerkungen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Feldsperling Passer montanus | Lahr Hüttenwald | 1974 | ± | Eier | 5 | 5,4<br>21,9 | | | | 2,8<br>11,1 | | | |
| Erlenzeisig Carduelis spinus | Neustadt Schwarzwald | 1974 | ± | Kadaver | 5 | 0,54 | | | | 1,7 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

## 1.7.9. Graphische Darstellungen der HCB-, p,p-DDE- und PCB - Werte in Eiern und Lebern

Erläuterungen zu den Graphiken:
Die Werte sind in ppm, bezogen auf Trockensubstanz, angegeben. Die Anzahl der jeweils untersuchten Proben ist in Klammern hinter der jeweiligen Vogelart angegeben. Die Vogelarten sind in ihrer Reihenfolge nach der Höhe der Belastung mit HCB-, p,p-DDE bzw. PCB geordnet (vergleiche Graphiken a,b,c und d).



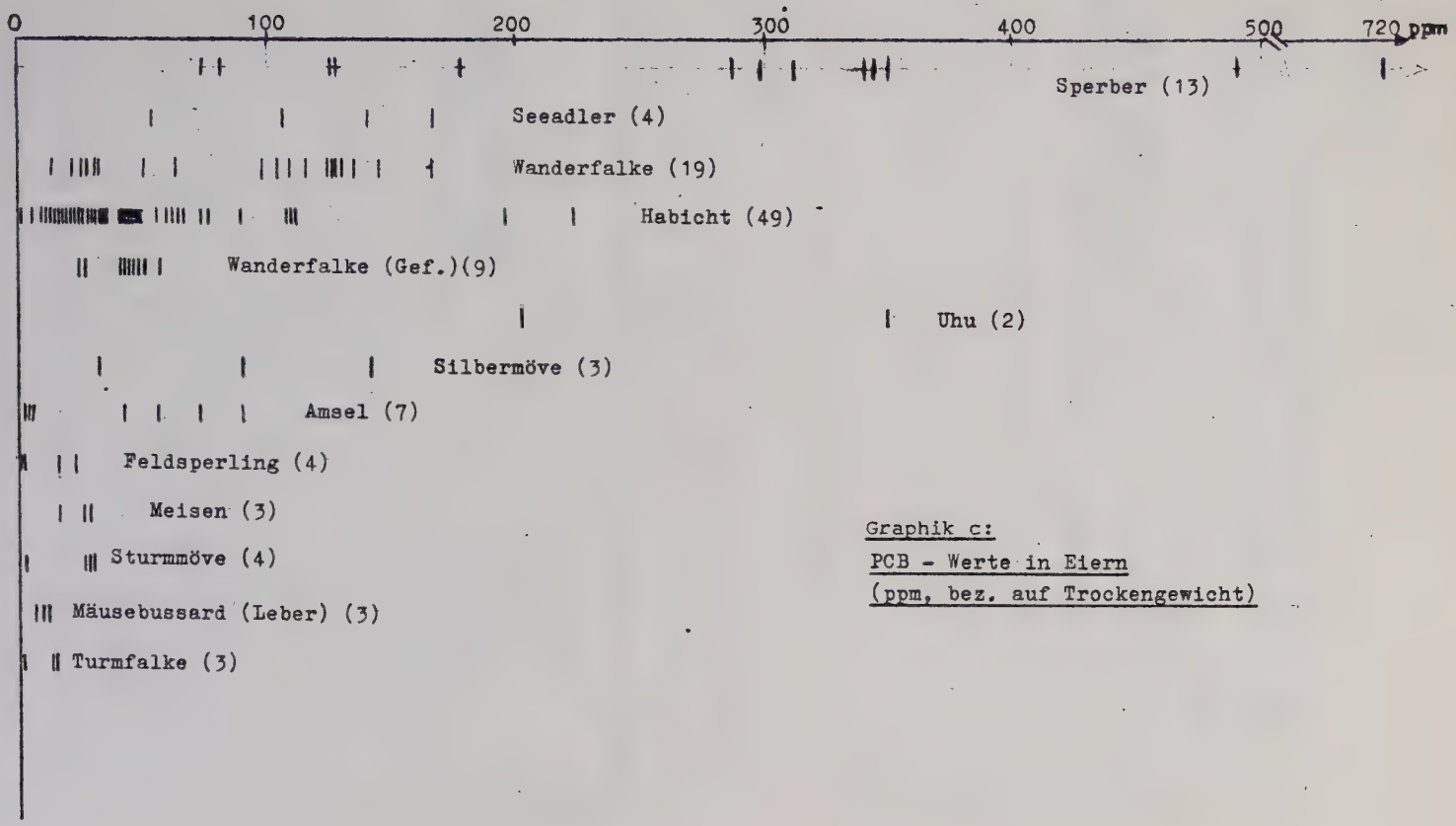

Graphik a:
HCB - Werte in Eiern
(ppm, bez. auf Trockengewicht)




Graphik b:

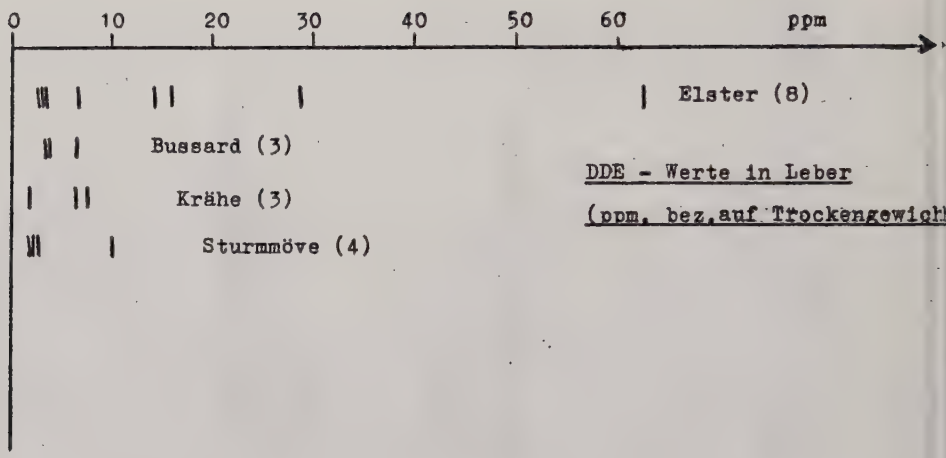
DDE - Werte in Eiern

(ppm, bez. auf Trockengewicht)

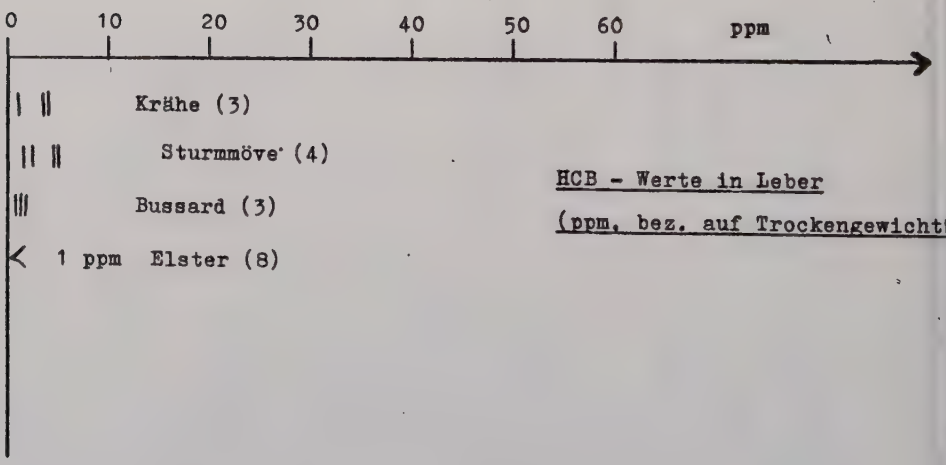



Graphik c:
PCB - Werte in Eiern
(ppm, bez. auf Trockengewicht)

Graphik d:




DDE - Werte in Leber
(ppm, bez. auf Trockengewicht




HCB - Werte in Leber
(ppm, bez. auf Trockengewicht

## 1.7.10. Untersuchung auf Salmonellen

Alle aus der Brutsaison 1974 stammenden Proben wurden auf Salmonellen untersucht. Außerdem wurden 14 Kotproben des Wanderfalken aus 9 noch beflogenen Revieren des Verbreitungsgebietes auf der Schwäbischen Alb untersucht. 8 der Kotproben stammen aus 8 verschiedenen Horsten, 6 Kotproben entstammen der Umgebung von Sitzplätzen der Wanderfalken, eine weitere Probe besteht aus Beuteresten von einem Kröpfplatz. Alle Proben wurden im August 1974 entnommen.

Die Untersuchungen wurden nach folgendem Schema vorgenommen:

Die Anreicherung erfolgte gleichzeitig in Kalium-tetrathionat-Bouillon nach Preuss und in Selenit-Brühe nach Leifson; nach 24 und 48 Stunden Bebrütung bei 37 °Celsius erfolgte zur Identifizierung von Salmonellen jeweils ein Ausstrich nach Eden (Oxoid Nr. CM 329). Nach 18 - 24 Stunden Bebrütung erfolgte die Auswertung. Bei fraglichen Proben erfolgte im Anschluß daran eine weitere biochemische Differenzierung und schließlich eine Probeagglutination mit den polyvalenten Seren I und II (Behring-Werke).

Nur bei 5 Zeisigen aus Neustadt/Schwarzwald, bei denen auch Salmonellose als Todesursache festgestellt wurde, konnte Salmonella typhimurium, var. Copenhagen nachgewiesen werden. Im Winter 1973/74 ist in Neustadt und Umgebung eine große Zahl von Vögeln der Salmonellose zum Opfer gefallen, die Infektionsquelle vermutet man an den Winterfutterplätzen; in allen anderen Proben konnten keine Salmonellen nachgewiesen werden.

## D. Diskussion

### 1. Vergleich der untersuchten Vogelarten nach Höhe der Belastung mit HCB, pp-DDE und PCB's.

pp-DDE ist als Vertreter der DDT-Gruppe der interessanteste der nachgewiesenen chlorierten Kohlenwasserstoffe, zumal dessen toxikologische und pharmakologische Wirkungen sehr intensiv untersucht worden sind. HCB ist demgegenüber von Interesse, weil es einerseits diejenige Substanz unter den hier besprochenen chlorierten Kohlenwasserstoffen ist, über deren Herkunft und Auswirkungen am wenigsten bekannt ist, andererseits aber wie auch pp-DDE in allen Fällen nachgewiesen wurde. Eine zunehmend größere Rolle spielen die PCB's, die auf Grund der höheren unteren Nachweisgrenze (bei ca. 2 ppm) nicht in jedem Falle nachgewiesen werden konnten.

Durch die in den Graphiken zusammengefassten Ergebnisse läßt sich auch für das von uns untersuchte Material die Annahme bestätigen, daß auf Grund der chemischen Stabilität und der kumulierenden Eigenschaften der chlorierten Kohlenwasserstoffe die Rückstandsmengen umso höher sind, je weiter der betreffende Organismus am Ende der jeweiligen Nahrungskette steht. Dementsprechend stehen die carnivoren Vogelarten, wie Wanderfalke, Sperber und Habicht, die sich ihrerseits zum großen Teil von carnivoren Vogelarten ernähren, an der Spitze der Skala und die herbivoren Vogelarten am Ende. Das bedeutet jedoch nicht, daß Greifvögel

prinzipiell höhere Rückstandsmengen akkumuliert haben als andere Vogelarten, denn Greifvögel, deren Beute aus herbivoren Tierarten besteht, wie der Mäusebussard, weisen oft wesentlich geringere Werte auf, als carnivore Vogelarten, wie Elster und Amsel. Eine Ausnahme bildet dabei jedoch das einzelne Turmfalkenei mit der dritthöchsten Konzentration an p,p-DDE, die überhaupt von uns gemessen wurde. Da es sich um das einzige Turmfalkenei, das uns aus Schleswig-Holstein erreichte, handelt, ist ohne Kenntnis der besonderen Umstände eine Interpretation dieses Wertes kaum möglich.

Regionale Unterschiede spielen eine große Rolle; so weisen die Sperbereier aus Oberfranken erheblich höhere p,p-DDE - Rückstände auf als die Sperbereier aus Schleswig-Holstein, obwohl wahrscheinlich ein ähnliches Beutespektrum angenommen werden kann. Auch die sehr hohe HCB-Belastung der Habichte aus Schleswig-Holstein fällt auf. Die Ursache kann, neben regionalen Unterschieden, in bestimmten Unterschieden der Beutezusammensetzung liegen, sodaß etwa die Habichte sich mehr von Saatgut fressenden Vögeln ernähren. (HCB wurde bisher in großem Umfang als Saatgutbeizmittel verwendet). HCB gilt darüber hinaus heute als weitverbreitete Umweltchemikalie, die aus den verschiedensten technischen Produkten und Prozessen stammt, und mittlerweile, ähnlich wie die PCB's, ubiquitär verbreitet ist. Wir fanden daher HCB in beachtlichen Konzentrationen auch in Proben, die aus reinen Waldgebieten stammten oder aus Gegenden,

wo Ackerbau keine Rolle spielt. Es ist daher kaum möglich, Aussagen darüber zu machen, in welchem Umfang die HCB-Rückstände der Greifvögel aus der Saatgutbehandlung bzw. aus anderen Quellen stammen. Wie unter B.2.6.2. angeführt, macht das als Beizmittel verwendete HCB nur etwa 1% der Gesamtproduktion aus. Die PCB's sind im von uns untersuchten Spektrum der Vogelarten ähnlich verteilt wie pp-DDE; auch hier liegen die Sperber aus Oberfranken mit einem Höchstwert von 748 ppm eindeutig an der Spitze der von uns gemessenen Rückstandswerte.

## 2. Bewertung der Einzelergebnisse

### 2.1. Vergleichbarkeit der eigenen Ergebnisse mit den Literaturwerten

Ein wesentlicher Diskussionspunkt muß der Vergleich der eigenen Ergebnisse mit den in der Literatur angegebenen Werten sein. Ein solcher Vergleich ist jedoch nur bedingt möglich, da die Analysen- und Auswertungsmethoden sehr unterschiedlich sind.

Aus den schon unter C.1.6. angegebenen Gründen haben wir uns auf die Angabe der Werte, bezogen auf Trocken- und Fettgewicht - also nicht auf Frischgewicht - beschränkt. Ob bei anderen Untersuchungen das Eimaterial nicht in frischem Zustand untersucht wurde und trotzdem auf "Frischgewicht" bezogen wurde, ist nicht sicher, doch die Möglichkeit relativiert den Wert solcher Vergleiche.

Eine weitere Unwägbarkeit liegt in der unterschiedlichen Analysenmethodik begründet, zumal viele Ergebnisse aus einer Zeit stammen, als es noch nicht möglich war, die mit anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen interferierenden PCB's im Chromatogramm zu identifizieren (JENSEN 1972). Nur mit diesen Einschränkungen können die im Folgenden angestellten Vergleiche betrachtet werden.

## 2.2. Wanderfalke

### 2.2.1. Populationsentwicklung der von uns untersuchten Wanderfalken in Baden-Würtemberg

Genaue Daten über die Wanderfalkenpopulation auf der Schwäbischen Alb können von uns nicht veröffentlicht werden, da die Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) bestrebt ist, durch weitgehende "Geheimhaltung" wichtiger Punkte keine Hinweise für Aushorstungen, Störungen und Verfolgungen zu liefern. Die AGW ist im Jahre 1965 als Reaktion auf die katastrophalen Bestandesrückgänge des Wanderfalken auch im südwestdeutschen Raum (s. B.1.1.) gegründet worden. Etwa seit dieser Zeit ist die Wanderfalkenpopulation auf der Schwäbischen Alb stabil geblieben, gebietsweise ist sogar ein leichter Anstieg der Zahl der brütenden Paare beobachtet worden.

Seit 1971 sind Paar- und Jungenzahlen nahezu konstant. Die Anzahl der Brutpaare mit Gelege war 1974 gegenüber dem Vorjahr leicht erhöht, allerdings blieb die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel, sowie die Gesamtpaarzahl etwa die gleiche. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro erfolgreicher Brut betrug 1974 2,5 (Protokoll der Jahrestagung der AGW 1974, nicht veröffentlicht).Das ist ein bemerkenswert höher Wert, da für die Erhaltung des Brutbestandes des Wanderfalken eine Anzahl von 2,2 flügge gewordener Jungvögel pro erfolgreicher Brut angegeben wird (MEBS, 1971).

## 2.2.2. Vergleich mit den Literaturwerten

Die von RATCLIFFE (1967) angegebenen 27 pp-DDE-Werte der Wanderfalkeneier aus Großbritannien (vgl. Seite 63 ff.) sind auf Frischgewicht bezogen. Da die von uns untersuchten Eier einen Gehalt von 25 (± 5)% Trockensubstanz aufweisen, kann durch Multiplikation der englischen Ergebnisse mit dem Faktor 4 näherungsweise Vergleichbarkeit hergestellt werden.

Dabei ergibt sich ein Durchschnittswert von 62,8 ppm mit einem Schwankungswert von 10,2 - 100,0 ppm bezogen auf Trockensubstanz. Dieser Wert liegt unter dem von uns gefundenen Durchschnitt von 95,6 ppm (12,4 - 200,0 ppm).

Die Heptachlorepoxid-Werte liegen in der Größenordnung der von uns gefundenen Ergebnisse, nämlich 3,5 (0,4 - 17,2)ppm bei RATCLIFFE gegenüber 3,4 (0,4 - 26,1)ppm. Die von RATCLIFFE untersuchten Eier entstammen einer stark dezimierten Population mit sehr geringem Bruterfolg (siehe B.1.1.4.), während die von uns vorgelegten Ergebnisse sich auf eine seit Jahren stabilisierte Population mit normalem Bruterfolg beziehen.

Die von CADE et. al. 1970 vorgelegten pp-DDE-Ergebnisse von Wanderfalkenpopulationen Alaskas mit abnehmender Tendenz liegen zwar mit einem Höchstwert von 3130 ppm bezogen auf Fettgehalt teilweise weit über den von uns gefundenen Werten, die jedoch auch einen Spitzenwert von 757,6 ppm bezogen auf Fettgewicht erreichen. Der von uns ermittelte Durchschnittswert von 337,2 ppm liegt jedenfalls deutlich über dem Durchschnittswert von 167,0 ppm

aus der von CADE et. al. untersuchten rückläufigen Population auf Amchitka.

Nach diesen Ergebnissen scheint die Belastung der Wanderfalkenpopulation auf der Schwäbischen Alb höher zu sein als die in anderen Gebieten, ohne daß aber Schädigungen nachzuweisen sind. Da RATCLIFFE (1968) auch von einer gewissen Tendenz zur Stabilisierung der Wanderfalkenpopulation in Nordengland und Südschottland berichtet, könnte man daraus schließen, daß die Erholung der englischen und der deutschen Population unabhängig von der Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen erfolgen könnte. Da jedoch Vergleichswerte aus früheren Jahren fehlen, muß diese Annahme hypothetisch bleiben.

Ein Vergleich der PCB-Werte ist nicht möglich, da die PCB's zur Zeit der Untersuchungen von RATCLIFFE und CADE noch nicht als solche identifizierbar waren.

### 2.2.3. Vergleich mit den bei den Zuchtfalken gefundenen Werten

Beim Verleich der aus freier Natur und aus Gefangenschaft erhaltenen Werte, ergeben sich im wesentlichen folgende Punkte: die HCB-Werte der Zuchtfalken liegen im allgemeinen zwar niedriger als die der Wildfalken, können aber doch in nicht wenigen Fällen deren Höhe erreichen.
Die Heptachlorepoxid-Werte der Zuchtfalken liegen mit Abstand niedriger.
Die PCB-Werte der Zuchtfalken liegen zwar etwas niedriger,

aber doch etwa in der gleichen Größenordnung wie in der Natur.

Die pp-DDE-Werte der Zuchtfalken bewegen sich etwa bei einem Drittel bis Viertel der aus freier Natur erhaltenen Werte.

Da es sich bei den zur Zucht verwendeten Falken nicht um bereits gezüchtete Vögel handelt, sondern um Wildfänge, die sich erst seit einigen Jahren in Gefangenschaft befinden, kommen folgende Interpretationen dieser Ergebnisse in Betracht:

a. Die Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen ist in den Ursprungsländern der Falken geringer.

b. Die Falken haben in der Gefangenschaft relativ mehr HCB und PCB's aufgenommen, als Heptachlor bzw. Heptachlorepoxid und DDT.

c. Heptachlorepoxid und pp-DDE werden schneller abgebaut als HCB und PCB's, wobei die Aufnahme während der Gefangenschaft durch den Wegfall der kumulativen Effekte der Nahrungskette vernachlässigt werden kann. Eine Fütterung der Vögel mit pestizidfreier Nahrung ist naturgemäß kaum möglich, doch können durch die Fütterung mit herbivoren Vögeln, wie Tauben, und Säugetieren, wie Mäusen wesentliche Glieder der natürlichen Nahrungskette ausgeschaltet werden und somit kann auch die Gefahr der Akkumulation der chlorierten Kohlenwasserstoffe reduziert werden.

## 2.3. Habicht

### 2.3.1. Daten zur untersuchten Population

Fast alle 49 aus dem nördlichen Schleswig-Holstein erhaltenen Habichteier stammen aus erfolgreichen Bruten. Eine Aufgabe der Brut, außer bei Verlust eines Altvogels, ist bis jetzt dort nicht beobachtet worden.

Die Zahl der geschlüpften Jungen aus den Jahren 1967 - 71 betrug (Anzahl der Horste in Klammern): 1(26); 2(34); 3(67); 4(26); 5(1). Das entspricht 2,23 Junghabichten pro erfolgreicher Brut (LOOFT, briefliche Mitt.). Allerdings lag die tatsächliche Aufzuchtquote z.B. im Jahre 1967 wesentlich niedriger. Auf einer Kontrollfläche mit 30 Brutpaaren wurden durchschnittlich nur 1,4 Junghabichte flügge, da 13 Bruten zerstört worden waren (LOOFT, 1968).

Bei Vernachlässigung der von außen einwirkenden Faktoren, vor allem menschlicher Eingriffe, scheint es sich also um eine prinzipiell gesunde Population zu handeln.

### 2.3.2. Vergleich mit Literaturwerten

Ein Vergleich mit Werten anderer Untersucher ist nicht möglich, da vergleichbare Analysen von Habichteiern bis jetzt fehlen.

Im vorliegenden Untersuchungsmaterial fällt auf, daß, verglichen mit den Verhältnissen bei anderen Greifvogelarten, der Gehalt an p,p-DDE relativ niedrig, die HCB-Belastung dagegen sehr hoch ist. Das läßt Rückschlüsse auf die unterschiedlichen Ernährungsgewohnheiten zu. Eine weitergehende

Interpretation wäre rein spekulativ, zumal stabile Populationsverhältnisse und keine Vergleichswerte vorliegen.

## 2.4. Sperber

Die aus dem schon unter B. 1.3. erwähnten Gebiet in Oberfranken stammenden Sperbereier gehören zu einer Population mit schon seit Jahren außerordentlich schlechten Schlupfergebnissen.

Mit durchschnittlich 183,4 (31,5-353,5) ppm p,p-DDE, bezogen auf Trockengewicht, konnten bei diesen Proben die absoluten Höchstwerte aller untersuchten Greifvogelarten nachgewiesen werden.

Wenn man in Rechnung stellt, daß schlechte Schlupfergebnisse weniger auf das Einwirken störender äußerer Einflüsse, als auf die mangelhafte Befruchtung der Eier bzw. auf das Absterben der Embryonen zurückzuführen sind, so liegt die Schlußfolgerung nahe, daß in diesem Falle die DDT-Belastung als Ursache enzusehen ist. Hinzu kommt die mit durchschnittlich 301,0 ppm, bezogen auf Trockengewicht, sehr hohe PCB - Belastung. Ganz anders liegen die Verhältnisse bei den aus Schleswig - Holstein erhaltenen Sperbereiern. Sie stammen alle, bis auf ein Ei, aus erfolgreichen Horsten mit jeweils vier bzw. fünf ausgeflogenen Nestgeschwistern. Der Durchschnittswert des p,p-DDE liegt mit 31,4 ppm/Trockengewicht wesentlich niedriger.

Umgekehrt liegen die Verhältnisse beim HCB; durchschnittlich 37,5 ppm in Schleswig - Holstein stehen 8,9 ppm in Oberfranken gegenüber.

Aus dieser Tatsache, verbunden mit der hohen HCB-Belastung der Habichte aus Schleswig - Holstein, könnte man folgern, daß einerseits die Nahrungsgrundlage der Greifvögel in Schleswig - Holstein wesentlich stärker mit HCB belastet ist,als in Oberfranken,andererseits die HCB-Belastung in dieser Höhe keinen Einfluß auf das Reproduktionsgeschehen bei Sperber und Habicht nimmt.

## 2.4.1. Vergleich mit Literaturwerten

TROMMER (1973) hat die Ergebnisse von Sperberei-Analysen verschiedener Autoren aus den Jahren 1970, 1971 und 1972 für die auch von uns untersuchte Population Oberfrankens zusammengestellt.
Ein Teil der Ergebnisse wird in Mikrogramm angegeben ohne das Gewicht des untersuchten Materials zu nennen, sodaß eine Umrechnung in ppm nicht möglich ist. Die übrigen Werte sind in ppm angegeben, differieren jedoch sehr stark bei den einzelnen Untersuchern. Als Beispiel seien die Durchschnittswerte für pp-DDE in ppm aus drei verschiedenen Instituten angegeben (in Klammern die Anzahl der untersuchten Proben): 16,4 (4)- 125,0 (5) - 2,9 (28).
Obwohl nicht angegeben, verstehen sich diese Werte erfahrungsgemäß als bezogen auf Frischgewicht; sie wären also, um eine Vergleichbarkeit herzustellen, mit dem Faktor 4 zu multiplizieren. Auf Grund der großen Unterschiede ist ein solcher Vergleich kaum möglich.

## 2. 5. Seeadler

Der geringe Brutbestand des Seeadlers in Schleswig - - Holstein zeigt seit Jahren eine rückläufige Tendenz. Die noch verbliebenen Brutpaare haben einen minimalen Bruterfolg, obwohl ihre Horste während der Brutzeit ständig bewacht werden.
Die Belastung mit den von uns analysierten chlorierten Kohlenwasserstoffen ist mit derjenigen der südwestdeutschen Wanderfalken vergleichbar, nur die HCB-Werte liegen wesentlich niedriger. Das gilt mit der Einschränkung, daß die Anzahl der untersuchten Proben (4) zu gering ist, um eine eindeutige Aussage machen zu können.

### 2. 5. 1. Vergleich mit Literaturwerten

In den Jahren 1969 - 1971 wurden die nicht erbrüteten Seeadlereier aus Schleswig - Holstein von KOEMAN (1972) untersucht. Die Durchschnittswerte für pp-DDE stimmen recht gut mit unseren Ergebnissen überein: 10,1 ppm/Frischgewicht KOEMAN gegenüber 44,0 ppm/Trockengewicht. Das gilt auch für die PCB-Werte: 32,2 ppm bezogen auf Frischgewicht (KOEMAN) gegenüber 117,0 ppm bezogen auf Trockengewicht. Die HCB-Werte liegen bei KOEMAN wesentlich niedriger. In einer Arbeit über den Gehalt an Gesamt-DDT und PCB's im Brustmuskel schwedischer Seeadler werden außerordentlich hohe Werte bis zu 36000 ppm Gesamt-DDT bzw. 17000 ppm PCB bezogen auf extrahierbares Fett angegeben (JENSEN 1974; s. Tab. 14). Die Werte differieren jedoch sehr stark, z.B. bei PCB's

von 87,0 bis 17000,0 ppm bezogen auf extrahierbares Fett, der entsprechende von uns gefundene Mittelwert von 760,0ppm liegt also noch in diesem Bereich.

## 3. Bewertung der einzelnen chlorierten Kohlenwasserstoffe

Entsprechend dem Umfang, in dem chlorierte Kohlenwasserstoffe als Insektizide Verwendung finden und entsprechend der unterschiedlichen chemischen Stabilität war die Höhe der von uns gefundenen Rückstände bei den einzelnen Substanzen sehr unterschiedlich. Den wichtigsten Anteil stellen die besonders bei Wanderfalken und Sperbern festgestellten hohen Rückstände an pp-DDE dar. Das war nach Auswertung der Literatur zu erwarten und erklärt sich schon allein aus der Tatsache, daß nach Schätzung der WHO das DDT mit 3 Mill. bisher produzierten Tonnen den weitaus größten Teil der in die Umwelt gelangten insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffe stellt (TAHORI, 1974, pers. Mitt.). Die Bedeutung der Rückstandsmengen anderer insektizider chlorierter Kohlenwasserstoffe scheint vergleichsweise gering zu sein; so wurden Heptachlor und Heptachlorepoxid, obwohl weit verbreitet, doch immer nur in geringen Mengen nachgewiesen.

Es fällt auf, daß nur in wenigen Einzelfällen Aldrin und Dieldrin nachgewiesen werden konnten. In den Eiern des Neuntöters wurde jedoch in fast allen Fällen Aldrin, wenn auch nur in geringer Konzentration festgestellt. In der BRD ist die Anwendung von Aldrin seit 1967 verboten, jedoch nicht in den Ländern der "Dritten Welt"; dort ist der

Verbrauch an Aldrin und anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen eher steigend. Die Vermutung liegt also nahe, daß der Neuntöter als Zugvogel das Aldrin aus den Überwinterungsgebieten mitgebracht hat. Über Verbreitung und Rückstandsmengen des Hexachlorcyclohexan mit seinem wichtigsten Isomer, dem $\gamma$-HCH oder Lindan, kann leider keine Aussage gemacht werden, da, wie bereits unter C.1.4. erwähnt, ein Großteil dieser Substanzen beim Aufbereitungsprozeß verloren ging.

In fast allen der von uns untersuchten Vogeleier wurden in z.T. erheblichen Mengen HCB und PCB's nachgewiesen. Es handelt sich dabei um Substanzen, die bei technischen Prozessen und als Industriehilfsmittel verwendet werden, und nicht, wie die Pestizide, gezielt zur Schädlingsbekämpfung ausgebracht werden. Lediglich das HCB findet zu einem geringen Prozentsatz als Saatgutbeizmittel mit fungizider Wirksamkeit Verwendung. Über die Wege, auf denen das HCB in die Nahrungsketten gelangt, ist noch kaum etwas bekannt. Aber offensichtlich hat bereits eine allgemeine Kontamination der Umwelt mit dieser Substanz stattgefunden, denn HCB wurde in allen von uns untersuchten Vogelarten, auch in Bewohnern großer zusammenhängender Waldgebiete nachgewiesen. Ebenfalls konnte HCB in allen am Tierhygienischen Institut Freiburg untersuchten Wildproben nachgewiesen werden.

Die PCB's werden sowohl über die Atmosphäre durch Verbrennung von Kunststoffen, als auch über Industrieabwässer verbreitet. Entsprechend sind auch die von uns untersuchten Vogelarten belastet mit z.T. alarmierend hohen Rückstandswerten. Die Anwendung der primär insektiziden Kohlenwasser-

stoffe ist von den meisten Industrieländern in den letzten Jahren stark eingeschränkt worden, sodaß man in den Chromatogrammmen auch nicht mehr das ganze Spektrum der früher angewandten Stoffe findet. Wenn nicht weltweit mit außergewöhnlichen Steigerungsraten in der Anwendung von insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffe zu rechnen ist, wird sich die Rückstandssituation auf diesem Sektor in Mitteleuropa kaum verschlechtern. Es ist eher anzunehmen, daß in Zukunft in den Industrieländern die Kontamination durch chlorierte Kohlenwasserstoffe aus Elektro - und Kunststoffindustrie Beachtung finden muß.

## 4. Salmonellen

Die von TABKEN 1972 und STEINIGER 1974 für die Populationsrückgänge des Wanderfalken in Norddeutschland als verantwortlich verdächtigten Salmonellen konnten in keinem der 1974 untersuchten Greifvogeleier nachgewiesen werden. Auch die angestellten Umgebungsuntersuchungen an den Wanderfalkenhorsten verliefen ausnahmslos negativ. Die von TABKEN für Norddeutschland angenommene Durchseuchung der Wanderfalkenpopulation mit Salmonellen scheint somit für die Verhältnisse in Südwestdeutschland nicht zuzutreffen und auf die Populationsentwicklung keinen Einfluß zu haben.

## 5. Kritik der Methoden und Ergebnisse

### 5.1. Probenziehung

Die vorgelegten Untersuchungen beziehen sich in ihrem Schwerpunkt auf Vogelarten, die in ihrem Bestand in Mitteleuropa bedroht sind. Daher war eine gezielte Probenziehung nicht möglich, um die schon gefährdeten Arten nicht noch durch systematisches Sammeln von Eiern oder Abschuß über das bereits eingetretene Maß hinaus zu dezimieren. Das Untersuchungsmaterial mußte sich also in der Hauptsache auf nicht erbrütete Eier, die nach der Brutsaison eingesammelt wurden, beschränken. Daher ist eine gewisse Vorsicht bei der Beurteilung der Relevanz der Ergebnisse für die jeweilige Population geboten. Die Annahme, daß die eingesammelten Eier durch chlorierte Kohlenwasserstoffe geschädigt sind und deshalb nicht erbrütet werden konnten, ist nicht haltbar, da in vielen Fällen Eier aus erfolgreichen Horsten höhere Rückstände aufweisen, als solche aus völlig erfolglosen Horsten, wie aus den Tabellen ersichtlich wird.

Von vielen der angeführten Vogelarten konnte nur sehr wenig Material untersucht werden, sodaß eine sichere Aussage über die Rückstandssituation bei diesen Arten nicht gemacht werden kann.

### 5.2. Vergleiche mit anderen Untersuchungen

Eine sichere Aussage über die Rückstandssituation könnte erfolgen, wenn die Greifvogelpopulation über Jahre hinweg

mit immer gleichen Methoden untersucht werden könnten. Das ist bis jetzt jedoch nicht der Fall, zumal die in der Literatur gefundenen Werte, wie bereits dargelegt, nur sehr bedingt vergleichbar sind. Besonders aufschlußreich wäre es, wenn vor allem aus den Jahren starker Bestandesrückgänge Werte vorliegen würden, da dann Vergleiche mit der Situation in heute stabilisierten Populationen gezogen werden könnten.

Um wenigsten in Zukunft die Ergebnisse der an deutschen Instituten durchgeführten gaschromatographischen Analysen sicher vergleichen zu können, wäre eine Standardisierung der Methoden zu begrüßen. Im Zug der Durchführung der Höchstmengenverordnungen für vom Tier stammende Lebensmittel ist eine derartige Entwicklung eingeleitet worden (Mitteilungen aus dem Bundesgesundheitsamt 1974).

## 6. Schlußfolgerungen

### 6.1. Der Einfluß der chlorierten Kohlenwasserstoffe auf die Bestandsentwicklung der Greifvögel.

Die von uns untersuchten Greifvögel unterliegen, verglichen mit den von anderen Autoren publizierten Ergebnissen, durchweg einer starken, invielen Fällen eher höheren Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. Eine solche Belastung wird in der Regel als Ursache für Bestandesrückgänge angesehen; die von uns untersuchten Sperber aus Oberfranken scheinen diese Ansicht zu bestätigen.

Etwa seit Ende der 60-er Jahre wird jedoch in verschiedenen Gebieten eine Konsolidierung der Greifvogelbestände beobachtet, während in anderen Gegenden bestimmte Greifvogelarten, wie der Wanderfalke, völlig verschwunden sind.

Bei der Wanderfalkenpopulation der Schwäbischen Alb erfolgte nun auch eine gewisse Stabilisierung, obwohl eine in vielen Fällen höhere Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen vorliegt, als bei vergleichbarer Population mit rückläufiger Tendenz.

Durch die Aktivität der AGW wird in dieser Gegend versucht, die anderen, den Bruterfolg beeinflussenden Störfaktoren, wie allgemeine Störungen des Brutgeschäftes z.B. durch Touristen, Nestplünderung durch den Menschen, sowie durch den Marder und Abschuß, auszuschalten. Die AGW führt trotz Kenntnis der hohen Rückstände die Konsolidierung des Wanderfalkenbestandes auf diese Maßnahmen zurück.

Bezogen auf die Verhältnisse in Südwestdeutschland liegt also die Vermutung nahe, daß die Wanderfalken die Belastung durch Umweltgifte nach Ausschaltung anderer Faktoren ertragen können. Doch auch in Ländern wie der DDR, in der die Falknerei von Anfang an verboten war, sind starke Bestandesrückgänge des Wanderfalken zu verzeichnen. Ebenso in unzugänglichen Gebieten Alaskas, wo sicher angenommen werden kann, daß die für dichtbesiedelte Industrieländer typischen Störfaktoren die Populationsentwicklung nicht beeinflussen.

In diesen Fällen scheinen also die Ursachen der negativen Populationsentwicklung durch Schutzmaßnahmen nicht zu kompensieren sein. Das gilt sicher auch für die Sperber aus Oberfranken; denn in diesem Falle scheint offensichtlich, wie schon unter C.3.4. erwähnt, ein direkter kausaler Zusammenhang zwischen den sehr schlechten Schlupfergebnissen und der extrem hohen Belastung mit DDT und PCB's zu bestehen.

Auch zwischen Beginn der Pestizid-Anwendung nach dem zweiten Weltkrieg und dem Beginn der Bestandsrückgänge besteht ein enger Zusammenhang, der von vielen Autoren schon als beweisend angesehen wird, zumal auch schon vor dem Beginn der Bestandesrückgänge Horste ausgeraubt oder zerstört und Greifvögel gefangen oder abgeschossen wurden.

Weiterhin sei darauf hingewiesen, daß, wie in der Literaturübersicht dargestellt, mannigfaltige Zusammenhänge zwischen chlorierten Kohlenwasserstoffen und Stoffwechsel- bzw. Reproduktionsstörungen bestehen. Obwohl diese Untersuchungen sich in den meisten Fällen nur auf Versuchstiere, wie Enten, japanische Wachteln usw. beziehen, läßt sich doch auf Grund der Fülle der zusammengetragenen Indizien annehmen, daß die Greifvögel prinzipiell den gleichen Mechanismen unterliegen.

Das Problem der Bestandesrückgänge der Greifvögel ist also nicht zu trennen von der Tatsache, daß deren Umwelt mit chlorierten Kohlenwasserstoffen verseucht ist.

Die unterschiedliche Reaktion in ihrer Nahrungszusammensetzung vergleichbarer Greifvogelpopulationen auf diese Belastung hängt nicht unbedingt immer von der Höhe der Insektizid-Bürde ab, sondern auch davon, welchen Einfluß anderer Störfaktoren, wie Biotopveränderungen, Bejagung, Nestplünderung und Belastung mit anderen Giftstoffen auf die Bestandesentwicklung nehmen können. Bei Ausschaltung dieser, oder einiger dieser Faktoren ist es in bestimmten Fällen, wie z.B. im Fall der Wanderfalken der Schwäbischen Alb, offensichtlich möglich, daß sich eine gewisse Toleranz gegenüber der Pestizid-Belastung einstellt. Die Frage, ob diese Toleranz gegenüber chlorierten Kohlenwasserstoffen möglicherweise genetisch determiniert ist und somit ein Selektionsprinzip innerhalb von Greifvogelpopulationen darstellen kann, ist in diesem Zusammenhang zu bedenken, kann aber auf Grund des zu begrenzten Untersuchungsmaterials nicht beantwortet werden.

## 6.2. Der Greifvogel als Indikator für die Belastung der menschlichen Umwelt mit kumulierenden chemischen Stoffen

Ziel einer Untersuchung wie der hier vorliegenden ist zunächst, den Grad der Kontamination einiger Vogelarten mit chlorierten Kohlenwasserstoffen aufzuzeigen. Dazu eignen sich Greifvögel besonders gut, da sich in ihrer Pestizid-Belastung die Kontamination ihres gesamten Beutespektrums bzw. der Glieder ihrer Nahrungsketten widerspiegelt. Auf Grund der kumulativen Effekte in diesen relativ langen

Nahrungsketten findet man im Greifvogel in der Regel die höchsten überhaupt in einem Lebewesen gemessenen Konzentrationen an chlorierten Kohlenwasserstoffen.

Die Analyse von Greifvogeleiern kann also mit Einschränkungen als stellvertretend für eine Untersuchung des gesamten Biotops der jeweiligen Greifvogelart angesehen werden.

Da auch der Mensch Teil eines auch von Greifvögeln bewohnten Biotops und ebenfalls Endglied von Nahrungsketten ist, gelten für ihn die gleichen Mechanismen, denen auch die Greifvögel unterliegen. Greifvögel können also in diesem Zusammenhang die Aufgabe eines Frühwarnsystems mit Indikatorfunktion für den Menschen und seine Umwelt übernehmen. Die tatsächliche Belastung des Menschen zeigt eine Untersuchung von menschlichem Fettgewebe aus fünf westdeutschen Großstädten; dabei ergaben sich Durchschnittswerte bezogen auf Fett von:

| | | |
|---|---|---|
| p,p-DDE: | 4,5 ppm | |
| PCB: | 8,8 ppm | |
| HCB: | 6,1 ppm | (ACKER, 1974) |

HCB wurde in ähnlichen Konzentrationen auch in der menschlichen Muttermilch gefunden (ACKER und SCHULTE, 1970). Ob die Gesundheit des Menschen durch diese Rückstände bereits gefährdet ist, läßt sich allein auf Grund dieser Werte nicht abschätzen, doch die Möglichkeit besteht prinzipiell.

## E. Zusammenfasssung

Um einen Überlick über die Kontamination der einheimischen Vogelwelt mit chlorierten Kohlenwasserstoffen zu gewinnen, wurde Ei- und Organmaterial von 26 Vogelarten untersucht. Insgesamt wurden 180 Proben analysiert.

Den Grundstock des Materials stellten Eier von Wanderfalke (27) Habicht (49) und Sperber (16) dar.

Die chlorierten Kohlenwasserstoffe wurden nach der Fettextraktion mit Petroläther im Soxhlet-Apparat mittels Säulenchromatographie abgetrennt. Die Analyse erfolgte mit Hilfe eines Gaschromatographen.

Folgende chlorierte Kohlenwasserstoffe konnten identifiziert und quantitativ ausgewertet werden:
Hexachlorbenzol (HCB), Heptachlor, Heptachlorepoxid, Aldrin, Dieldrin, p,p-DDE (Hauptmetabolit des DDT) und die polychlorierten Biphenyle (PCB's).

Vor allem bei den Greifvögeln konnten, auch im Vergleich mit der Literatur sehr hohe HCB-, p,p-DDE und PCB-Werte nachgewiesen werden.

In den Eiern von Wanderfalke, Habicht und Sperber wurden für HCB, p,p-DDE und PCB's folgende Durchschnittswerte in ppm bezogen auf Trockensubstanz ermittelt:

| | | n | HCB | p,p-DDE | PCB's |
|---|---|---|---|---|---|
| Wanderfalke | 1973 | 6 | 91,3 | 95,7 | 66,0 |
| Wanderfalke | 1974 | 14 | 31,3 | 95,6 | 94,0 |
| Habicht | 1972 | 29 | 63,9 | 11,9 | 34,0 |
| Habicht | 1973 | 20 | 101,2 | 18,8 | 64,0 |
| Sperber | 1973 | 11 | 8,9 | 183,4 | 301,0 |

## F. Summary

In order to obtain a general view of the contamination of birds by chlorinated hydrocarbons in West-Germany, material from eggs and organs of 26 species of birds was analysed. For the most part the material consisted of eggs of the Peregrine (27), Hawk (49) and Sparrow-hawk (16).

After extraction of the lipids by means of petroleum-ether in the Soxhlet-Apparatus, the chlorinated hydrocarbons were separated by means of Column-Chromatography. The analysis was done by Gas-Chromatography.

The following chlorinated hydrocarbons were identified and quantitatively analysed:

Hexachlorobenzene (HCB), Heptachlor, Heptachlorepoxide, Aldrine, Dieldrine, p,p-DDE (the main metabolite of DDT) and the Polychlorinated Biphenyles (PCB's). Especially in raptors, extremly high concentrations of HCB, p,p-DDE and PCB's were found, also in comparison with other publications.

## G. Literaturverzeichnis

ABOU-DONIA, M.B. und MENZEL, D.B.

The metabolism in vivo of 1,1,1-Trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethylene (DDE) in the chick by embryonic injektion and dietary ingestion
Biochem. Pharmacol. 17, 2143 (1968)

ACKER, L. und SCHULTE, F.

Über das Vorkommen von chlorierten Biphenylen und Hexachlorbenzol neben chlorierten Insektiziden in Humanmilch und menschlichem Fettgewebe
Naturwissenschaften 57, 497 (1970)

ACKER, L. und SCHULTE, F.

Verfahren zur Bestimmung von polychlorierten Biphenylen
Mitteilungsbl. GDCH-Fachgr. Lebensmittelchem. 26, 248 (1972)

ALBERT, T.F.

The effekt of DDT on the sperm produktion of domestic fowl
The Auk 79, 104 (1972)

American Ornithologists Organisation

Report of the commitee of conservation
J. Orn. 114, 368 (1973)

AMES, P.L. und MESSERAU, G.S.

Some factors of the decline of the Osprey in Connecticut
The Auk 81, 173 (1964)

AMES, P.L.

DDT residues in the eggs of the Osprey in the north-eastern United States and their relating to nesting success
Journ.appl.Ecol. 3(suppl.) 87 (1966)

AMES, P.L. und BARKO, W.E.

Report of the commitee of conservation 1971-1972
The Auk 89, 872 (1972)

Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW), pers.Mitt. (1974)

BAILEY, S. und BUNYAN, P.J.

Interpretation of persistence and effekts of PCB's in birds
Nature 236, 34 (1972)

BERNARD, R.F.

Studies on the effects of DDT on birds
Pub. Michigan State Univ. Museum 2,(3) 155 (1963)

BERNARD, R.F.

DDT residues in avian tissues
J.appl. Ecol. 3 (Suppl.) 193 (1966)

BERTHOLD, P.

Über Rückgangserscheinungen und deren mögliche Ursache bei Singvögeln
Vogelwelt 93, 216 (1972)

BERTHOLD, P.

Fortschreitende Rückgangserscheinungen bei Vögeln: Vorboten des Stummen Frühlings
Mitt. MPG 18 (1973)

BERTHOLD, P.

pers. Mitt. (1974)

BEYER-PETERSON, B. und HERMANSEN, P.P.

On the effects of insecticide spraying in forests on birds living in nest boxes
Dansk Orn. Foren. Tiddskr. 66, 30 (1972)

BEZZEL, E.

Zum Stand quantitativer Greifvogeluntersuchungen in Bayern
Int. Raf f. Vogelschutz, deutsche Sektion, Berichte 9, 31 (1970

BITMAN, J. und CECIL, H.C.

DDT induces a decrease in eggshell Ca
Nature 224, 44 (1969)

BITMAN, J. und CECIL, H.C.

Estrogenic activity of DDT-analogs and PCB's
J.Agr.Food Chem. 18, 1108 (1970)

BITMAN, J.H. und CECIL, H.C.

DDT induced inhibition of avian shell gland carbonic anhydrase, a mechanism for thin eggshells
Science 168, 594 (1970)

BITMAN, J.H.

Comparison of DDT-effect on Pentobarbital-metabolism in rats and quail
J.Agr. Food Chem. 19, 333 (1971)

BLUS, L.J.

Mesurements of brown pelikan eggshells from Florida and South-Carolina
Bioscience 20, 867 (1970)

BLUS, L.J. und Heath R.G.

Eggshell-thinning in the brown pelikan: implication of DDE
Bioscience 21, 1213 (1971)

BLUS, L.J. und GISH, A.A. und PROUTY, R.M.

Logarithmic relationship of DDE residues to eggshell-thinning
Nature 235, 376 (1972)

BRÜGGEMANN, J.

Wild als Umweltindikator
Kosmos 11, 472 (1972)

BRÜGGEMANN, J. und BUSCH, L. und DRESCHER-KADEN, U. und EISELE, W.

Vortrag an der Wildbiologentagung in Stockholm 1973
Pestizid-, und PCB-Rückstände in Organen von Wildtieren als Indikator für Umweltkontamination

BURRAGE, R.H. und SAHA, J.G.

Insektizid-Rückstände in Fasanen nach Fütterung von Weizen der mit Heptachlor und $^{14}$C-Lindan behandelt war
Journ. Econ. Entomol. 65, 1013 (1972)
ref. in Vet. Bull. 41 (1973)

BUSS

pers. Mitt. (1974)

CADE, T.J.

Ecology of the Peregrine- and Gyrfalconpopulations in Alaska
Univ. Calif. Publ. Zool. 63, 151 (1960)

CADE, T.J. und WHITE, C.M. und HENGH, J.P.

Peregrines and Pesticides in Alaska
Condor 70, 170 (1968)

CADE, T.J.

DDE residues and eggshell changes in Alasken falcons and hawks
Science 172, 955 (1971)

CARSON, R.

Der stumme Frühling
Verl. Biederstein München (1962)

CECIL, H.C. und BITMAN, J.

Estrogenicity of o,p-DDT in rats
J. Agr. Food Chem. 19, 61 (1971)

CHUNG, R.A.

Effect of DDT and Dieldrin on RNA- and Protein-Synthesis in subcellular fractions of HeLa-S-Cells
J. Agr. Food Chem. 16, 298 (1968)

CRAMER, H.H.

briefl. Mitt. (1974)

CRAMP, S.

Toxic chemicals and birds of prey
Brit. Birds 56, 124 (1963)

DAHLGREN, R.B.

Effects of stress on pheasants previously given PCB's
J. Wildl. Managm. 36(3), 974 (1972)

DAHLGREN, R.B. und BURY, J.B. und LINDER, R.L. und REIDINGER, R.F.

Residue levels and histopathology in pheasants givenPCB's
J. Wildl. Managm. 36(2), 524 (1972 b)

DEICHMANN , W.B.

DDT tissue retentions: Sudden rise induced by the addition of Aldrin to a fixed DDT intake
Science 172, 275 (1971)

DEMANDT, C.

Brutbiologische Probleme beim Wanderfalken
Journ. f. Orn. 94, 99 (1953)

DESI, J. und FARRAS, J. und KEMENY, T.

Changes of central nervous funktion in response to DDT administration
Acta Physiol. Academ. Sci. Hungaricae 30, 275 (1966)

DESI, J.

The early effects of low DDT doses on the nervous system in animal experiments
Experimentia 24, 51 (1968)

DUNACHIE, J.P. und FLETCHER, W.W

An investigation of the toxicity of insecticides in birds's eggs using the egg-injection-technique
Ann. appl. Biol. 64, 409 (1969)

DVORCIK, B.H. und ISTIN, M. und MAXEN, T.H.

Does DDT inhibit carbonic anhydrase?
Science 172, 728 (1971)

EBING, W.

Probleme der Rückstandsanalytik von Bioziden aus der Sicht des Umweltschutzes
Deutsche Lebensmitt. Rundsch. 69, 1 (1973)

EICHLER, W.

Insektizide in der Nahrungskette bedrohen die Vogelwelt
Der Falke 5, 156 (1969)

EICHNER, M.

pers. Mitt. (1974)

ENDERSON, J.

A breeding and migration survey of the Peregrine falcon
Wilson Bull. 77, 327 (1965)

ENDERSON, J.H. und ROSENAU, H.G. und SWARTZ, C.G.

Nesting performance and pesticide residues in Alaskan and Yukon peregrines
The Auk 80, 683 (1968)

ENDERSON, J.H. und BERGER, D.D.

Pesticides: Eggshell-thinning and lowered production of young Prairiefalcons
Bioscience 20, 355 (1970)

ENGST, R. und KUJAWA, M.

Enzymatischer Abbau des DDT durch Schimmelpilze
Die Nahrung 2. Mitt. 11, 751 (1967)

ENGST, R. und KNOLL, R.

Zur Anreicherung von Rückständen chlorierter Kohlenwasserstoffe in der Nahrungskette
Zschr. f. Lebensmitt.unt.u.-forsch. 18, 1 (1973)

ERBEN, H.K.

Ultrastruktur und Dicke der Wand pathologischer Eischalen
Abh. d. Akad. d. Wiss. Lit. Mainz, Math.Nat.Klasse 231 (1971)

ERBEN, H.K. und KRAMPITZ, G.

Eischalen DDT verseuchter Vögel: Ultrastruktur und organische Substanz
Abh. d. Akad. d. Wiss. Lit. Mainz, Math. Nat.Klasse 231 (1971)

FLICK, D.F. und FIRESTONE, D.

Studies on the chick edema disease 2
Poultry Sci. 44, 1214 (1965)

FLICK, D.F. und FIRESTONE, D.

Studies on the chick edema disease 3
Poultry Sci. 44, 1460 (1965)

FREGLY, M.J.

Effect of isomers of DDD on thyroid and adrenal funktion in rats
Can. J. Physiol. Pharmacol. 46, 59 (1968)

FRENCH, und JEFFERIES

Degradation and disappearance of o,p-isomers of technical DDT in living or dead avian tissues
Science 165, 914 (1969)

FOSTER, T.S.

Physiological and biological effects of pesticide residues in poultry
Residue Reviews 51, 69 (1974)

GISH, C.D. und CHUVA, N.J.

Toxicity of DDT to japanese quail as influenced by body weight, breeding condition and sex
Toxicol. appl. Pharmacol. 17, 740 (1970)

GLOFKE, E.

Untersuchungen über die Verwendbarkeit von Aluminiumoxid zur einfachen Reinigung von Fettextrakten für die gaschromatographische Analyse von Rückständen chlorierter Insektizide
Vortrag beim 6. Pflanzenschutzkongress Wien 1967

GLUTZ, BAUER, BEZZEL

Handbuch der Vögel Mitteleuropas
Band 4 (1971)

GRIMM, L. und HOPPE, P.

Pestizid-Rückstände in der Leber von Auerhahn (Tetrao urogallus) und Birkhahn (Lyrurus tetrix)
Tierärztl. Umsch. 27, 391 (1972)

HADORN, H. und ZÜRCHER, K.

Analyse und Beurteilung von Kuchenteig und Blätterteig
Mitt. Lebensmittelunt. Hyg. 62, 339 (1971)

HADORN, H. und ZÜRCHER, K.

Planung und Durchführung von Ringversuchen für die Bestimmung von Insektizid-Rückständen
Deutsch. Lebensm. Rundsch. 69, 213 (1973)

HAYS, RISEBROUGH

Pollutant concentrations in abnormal young terns from Long Island sound
The Auk 89, 19 (1972)

HARRISON, H.L.

System studies of DDT-transport
Science 170, 503 (1970)

HART, L.G. und FOUTS, J.R.

Effects of acute and chronic DDT-administration on hepatic and microsomal drug metabolism in the rat
Proc.Soc.Exp.Biol.Med. 114, 388 (1963)

HEATH, R.G.

Marked DDE-impairment of mallard reproduction in controlled studies
Nature 224, 47 (1969)

HEINRICHS, W.L.

DDT, administered to neonatal rats, induces persistent Estrus-Syndrome
Science 173, 642 (1971)

HICKEY, J.J. und KEITH, J.A. und COON, F.B.

An exploration of pesticides in a Lake Michigan ecosystem
Journ. appl. Ecol. 3(Suppl.) 141 (1966)

HICKEY, J.J. und ANDERSON, D.W.

Chlorinated hydrocarbons and eggshell changes in raptorial and fish-eating birds
Science 162, 271 (1968)

HICKEY, J.J.(Hersgeb.)

Peregrine falcon populations, their biology and decline
The University of Wisconsin Press, Madison, Milwaukee, London (1968)

HICKEY, J.J.

DDT and birds
The Atlantic Naturalist 24, 86 (1969)

HUNT, E.G. s. HICKEY, J.J.

Peregrine falcon populations, their biology and decline
Studies of pheasant-insecticide relationships

HUNT, E.G. und BISCHOFF, A.J.

Inimical Effects on wildlife of periodic DDD applications to Clear Lake
Calif.Fish and Game 46, 91 (1968)

JEFFERIES, D.J. und PRESST, J.

Post-mortems of Peregrines and Lanners with particular reference to organochloric residues
British Birds 59, 49 (1966)

JEFFERIES, D.J.

The delay in ovulation produced by p,p-DDT and it's possible significance in the field
Ibis 109, 266 (1967)

JEFFERIES, P.J. und PARSLOW, J.C.F.

Effect of PCB on size and activity of the gull-thyroid
Bull. Env. Cont. Tox. 8, No.5 (1972)

JENNING , W.

Gefährdung der Vogelwelt durch Quecksilber
Vogelwelt 89, 161 (1968)

JENSEN, S.

DDT and PCB in marine animals from Swedish waters
Nature 224, 247 (1969)

JENSEN, S. und JOHNELS, A.G. und OLSSON, M. und WEWTMARK, T.

The avifauna of Sweden as indicator of environmental contamination with mercury and chlorinated hydrocarbons in JENSEN, S. (Hersgeb.) Symposium on chemical pollution, Stockholm 1970

JENSEN, S.

The PCB-Story
Ambia 1, 123 (1972)

KEITH, J.A.

Reproduction in a population of herring gulls contaminated by DDT
Journ. appl.ecol. 3(Suppl.) 57(1966)

KELLY-GARVET, F. und LEGATOR, M.S.

Cytogenic and mutagenic effects of DDT and DDE in a chinese hamster line
Mutation Res. 17, 223 (1973)

KLEIN, A.K.

Metabolites: reductive dechlorination of DDT to DDD and isomeric transformation of o,p-DDT to p,p-DDT in vivo
Journ.Ass.Offic.Agr.Chem. 47, 1129 (1964)

KLEINSTÄUBER, K.

The status of cliff nesting Peregrines in the GDR in:"Peregrine populations their biology and decline" (Hickey, 1968)

KOEMAN, J.H. und van GENDEREN, H.

Some preliminary notes on residues of chlorinated hydrocarbon insecticides in birds and mammals in the Netherlands
J. appl. Ecol. 3(suppl.) 99 (1966)

KOEMAN , J.H.

Insecticides as a factor in the mortality of the Sandwich tern
Meded. Landbouwhogescholl en Opzoekingsstations van de Staat te Gent 32, 841 (1967) (Summary)

KOEMAN , H.

Chlorinated Biphenyls in fish, mussels and birds from the river Rhine and the Netherlands costal area
Nature 221, 1126 (1969)

KOEMAN , J.H. und HADDERING, R.H.

Andauernde giftige Verunreinigungen in den Seeadlern (Haliaeetus albicilla) in der BRD
Jahrbuch des deutschen Falkenordens (1972/73)

KORTE, F. und KLEIN, W, und DREHFAHL, B.

Technische Umweltchemikalien, Vorkommen, Abbau und Konsequenzen
Naturwiss.Rundschau 23, 445 (1970)

KRAMPITZ, G. und HARDEBECK, H.

Über den Einfluß von polychlorierten Kohlenwasserstoffen auf den Stoffwechsel von Warmblütern
Dtsch.tierärztl.Wschr.
I.Mitt. 79,14 (1973)
II.Mitt. 80,82 (1973)
III.Mitt. 80,108(1973)

KUPFER, D.

Effects of some pesticides and related compounds on steroid function and metabolism
Residue Review 19, 11 (1967)

LATZEL, G.

Über den Bestandsrückgang der Greifvögel im Stadtkreis Wolfsburg
Vogelwelt 93, 133 (1972)

LOCKIE, J.D. und RATCLIFFE, D.A.

Insecticides and scotish Golden Eagles
British Birds 57, 89 (1964)

LOOFT, V.

Bestand und Oekologie der Greife in Schleswig-Holstein
J. Orn. 109, 210 (1968)

LOOFT, V.

pers. Mitt. (1975)

MAIER - BODE, H.

Pflanzenschutzmittel-Rückstände (1965) Verl. Ulmer Stuttgart

MATTHEWS, H.B. und MATSUMARA, F.

Metabolic fate of Dieldrin in the rat
Journ.Agr.Food Chem. 17, 845 (1969)

Mc LAUGHLIN, J.J.

The injection of chemicals into the yolk-sac of fertile eggs prior to incubation as a toxicity test
Toxicol. appl. Pharmacol. 5, 760 (1963)

MEBS, TH.

Peregrine falcon population trends in West Germany
in:"Peregrin Populations their biology and decline"
(HICKEY, 1968)

MEBS, TH.

Todesursachen und Mortalitätsraten beim Wanderfalken nach den Wiederfunden deutscher und finnischer Ringvögel
Vogelwarte 26, 98-105 (1971)

MELLANBY, M.

Pesticides and Pollution
(London 1970, 2. Aufl.)

Mitteilungen aus dem Bundesgesundheitsamt
Nr. 18 (6.9.1974)

MORILANEN, K.W. und CROSBY, D.G.

Is DDT a source of PCB's ?
Science 180, 578 (1973)

MÜLLER, W. und KORTE, F.

Polychlorierte Biphenyle-Nachfolger des DDT ?
Chemie in unserer Zeit 7, 112 (1973)

NAHARASHI, W.

DDT: Interaction with nerve membrane conductance changes
Science 157, 1438 (1967)

NEWTON , J.

Success of Sparrowhawks in an area of pesticide usage
Bird Study 20, Vol.1 (1973)

NOREN, K.

Bestimmung von Aldrin-Rückständen durch Umwandlung von Aldrin in Dieldrin
Analyst 93, 39 (1968)

OESTREICHER, M.J. und SCHUMANN, D.H. und WURSTER, C.F.

DDE reduces medullary bone formation in birds
Nature 229, 571 (1971)

ODSJÖ, T.

Klorerade kolväten och äggskalsförtunning hos fiskgjuse
Fauna och Flora 66, 3 (1971)

ORTEGA, P.

The influence of DDT on the endoplasmatic reticulum of the liver
Lab. Invest. 15, 657 (1966)

PEAKALL, D.B.

Pesticide induced enzyme breakdown of steroids in birds
Nature 216, 505 (1967)

PEAKALL, D.B. und LINCER, J.L.

PCB's-another long-life widespread chemical in the environment
Bioscience 20, 958 (1970)

PEAKALL, D.B.

p,p-DDT: Effekt on Calcium-metabolism and concentration of Estradiol in the blood
Science 168, 592 (1970)

PEAKALL, D.B.

Pesticides and the reproduction of birds
Scient.American 222, 72 (1970)

PEAKALL, D.B.

PCB's: Occurence and biological effects
Residue Reviews 44, 1 (1972)

PEPERELL, J.G.

Effects of p,p-DDT on the domestic hen
Australian J. Zool. 20, 701 (1972)

PERKOW, W.

Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel
Verl. Paul Parey (1970)

PERSSON, B.

DDT contents of Whitethroats lower after summer stay in Sweden
Ambio 1, 34 (1972)

PETERSON, R.T.

The Osprey-endangered world citizen
Nat.Geogr. 136, 52 (1969)

PETERSON, J.E. und ROBINSON, W.H.

Metabolic products of p,p-DDT in the rat
Toxicol.appl.Pharmacol 6, 321 (1964)

PLATONOW, N.S.

Anti-androgenic-like effects of PCB's in cockerels
Vet. Rec. 109,(1971)

PRZYGODDA, W.

Greifvögel und Pflanzenschutzmittel
Int. Rat f. Vogelschutz, deutsche Sektion, Berichte 3, 55 (1963

RISTOW, R.

Antwort auf Leseranfrage
Fleischerwirtschaft 52, 14 (1972)

RATCLIFFE, D.A.

Broken eggs in Pergrine eyries
British Birds 51, 23 (1958)

RATCLIFFE, D.A.

Organo-chlorine residues in some raptor and corvid eggs from northern Britain
British Birds 58, 65 (1965)

RATCLIFFE, D.A.

The Status of the Peregrine in Great Britain
Bird Study 56 (1963)

RATCLIFFE, D.A.

The Peregrine situation in Great-Britain 1963-1964
Bird Study 23, 66 (1965)

RATCLIFFE, D.A.

The Peregrine situation in Great Britain 1965-1966
Bird Study 14, 238 (1967)

RATCLIFFE, D.A.

Decrease in eggshell weight in certain birds of prey
Nature 215, 208 (1967)

RATCLIFFE, D.A.

Population trends of the peregrine falcon in Great Britain in:
"Peregrine falcon populations their biology and decline"
(HICKEY, 1968)

RICE, J.M.

Decline of the Peregrine falcon in Pennsylvania
in:"Peregrinefalcon populations their biology and decline"
(HICKEY, 1968)

RISEBROUGH, R.

PCB's in the global ecosystem
Nature 220, 1098 (1968)

ROBINSON, J.

Birds and pest control chemicals
Bird Study 63, 195 (1970)

ROCKENBAUCH, D.

Vom Rückgang und Schutz des Wanderfalken
Orn.Mitt. 22, 35 (1970)

ROCKENBAUCH, D.

Vom Rückgang und Schutz des Wanderfalken
Die Pirsch Heft 2 (1970)

RUST, R.

Populationsdynamische Untersuchungen am Habichtbestand eines oberbayerischen und schwäbischen Gebietes
Anz. orn.Ges.Bayern 10, 83 (1971)

SCHRÖDER, H.

Zur Entwicklung des Wanderfalkenbestandes in Mecklenburg von 1960-1969
Die Vogelwelt Mecklenburgs 1, 14 (1970)

SELL, J.L.

Anilin-Hydroxylase and Cytochrom P450 in liver microsomes of hens fed DDT and Dieldrin
J.Agr.Food Chem. 19, 58 (1971)

SERINE, E.A. und SCHRADER, R.

Effect of DDT on avian carbonic anhydrase
Fed. Proc. 31, 726 (1972)

SLADEN, W.J. und MENZIE, C.M. und REICHEL, W.L.

DDT residues in Adelie Penguins and Crabeater Seal from Antarktia
Nature 210, 670 (1966)

SMITH, S.I. und WEBER, C.W. und REID, B.L.

The effect of high levels of dietary DDT on egg production, mortality, fertility, hatchability and pesticide content of yolks in Japanese quail.
Poultry Sci. 48, 1000 (1969)

SÖDERGREN, A. und ULFSTRÅND, S.

DDT and PCB relocate when caged robins use fat reserves
Ambio 1, 36 (1972)

SREBOCAN, V.

Effect of technical grade DDT and p,p-DDT on adrenocortical function in chicks
Poultry Sci. 50, 1271 (1971)

STEINIGER, F. und VOGELSANG, H.

Taubenkrieg und Falkenschutz
Ges.heitswes. u. Desinf. 66, 45 (1974)

STICKEL, C.F. und WIEMEYER, S.N. und BLUS, L.J.

Pesticide residues in eggs of wild birds: adjustment for loss of moisture and lipid
Bull. Environment. Contamin. 9, 193 (1973)

TABKEN, H.D.

Die Erhaltung des Wanderfalken vom Blickpunkt der Salmonellose
Diss. Tierärztliche Hochschule Hannover 1972

TAHORI

pers. Mitt. (1974)

TAYLOR, T.G.

How an eggshell is made
Sci. American März 1970

TERRASSE, J.F. und TERRASSE, M.Y.

Status of the Peregrine in France in 1965
in: Peregrine falcon their biology and decline (HICKEY, 1968)

THIELKE, G.

Der Bestand der Greifvogelarten in der BRD und die Ursachen des Rückganges
Int.Rat f. Vogelschutz, deutsche Sektion, Berichte 9, 22 (1969)

THIELKE, G.

Dokumentation über die Situation der Greifvögel in der BRD
in Druck

TROMMER, G.

Hohe Pestizidrückstände in unerbrüteten Sperbereiern
Anz.orn.Ges.Bayern 10, 189 (1971)

TROMMER, G.

Die Pestizideinflüsse auf unsere heimischen Greifvögel und Eulen
Jahrbuch des deutschen Falkenordens 1972/73

ULFSTRAND,S. und SÖDERGREN, A.

Organochlorine residues in East-African birds
Ambio 1, 150 (1972)

VELZEN, A.C.

Lethal mobilisation of DDT by cowbirds
J. Wildl. Managm. 36(3), 733 (1972)

VOS, J.G.

The occurence of the fungicide HCB in wild birds and its toxicological importance; a preliminary communication
Meded. Rijksfac. Landbouwwetensch. 33, 263 (1968) (Summary)

VOS, J.G. und van der MAAS, H.L. und TEN HOEVER de BRAUW, M.L. und De VOS, R.H.

Identification and toxicological evaluation of chlorinated dibenzofuran and chlorinated naphtalene in two commercial PCB's
Food Cosmetec Toxicol. 8, 625 (1970)

VOS, J.G. und KOEMAN, H.G.

Comparative toxicologic study with PCB's in chickens with special reference to porphyria, edema formation, liver necrosis and tissue residues
Toxicol. appl. Pharmacol. 17, 656 (1970)

VOS, J.G.

Toxicity of HCB in Japanese Quail with special references to porphyria, liver damage, reproduktionand tissue retention
Toxicol.appl.Pharmacol. 18, 944 (1971)

VOS, J.G.

Toxicologie van polychlorbiphenylen (PCV's) en verontreiniginge
Tijdskr.Diergeneskd. 97, 1378 (1972)

WALKER, C.H.

Some chemical aspects of residue studies with DDT
J. appl. Ecol. 3(Suppl.) 213 (1966)

WEBER, R.

Verfa en zur Sicherung des gaschromatographischen Nachweises von Hexachlorbenzol
Arch. f. Lebensmittelhyg. 24, 11 (1973)

WEIK, H. und DREPPER, K.

Analyse chlorhaltiger Pestizide in Futtermitteln
Zschr.Tierphys.,Tierern.Futtermitt.k. 22, 379 (1967)

WEIL, L. und QUENTIN, K.E. und RÖNICKE, G.

Pestizidpegel des Luftstaubes in der BRD
Mitt. VIII der Komission zur Erforschung der Luftverunreinigung
Freiburg, 1974

WELCH, R.M.

Effect of halogenated hydrocarbon insecticide on the metabolism and uterotropic action of estrogens in rats and mice
Tox. appl. Pharmacol. 19, 134 (1971)

WIEMEYER, S.H. und PORTER, R. D.

DDE thins eggshells of captive American Kestrels
Nature 227, 737 (1970)

WOODWELL, G.M.

Toxic substances and ecological cycles
Sci.American 216, 24 (1967)

ZINK, G.

Populationsdynamik des weißen Storches (Ciconia ciconia) in Mitteleuropa
Proc.14th Int. Orn.Congr.Oxford 191 (1967)

Herrn Professor Dr. H.K. Englert danke ich herzlich für die Überlassung des Themas, für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes am Tierhygienischen Institut Freiburg und für sein stetes Interesse am Fortgang der Arbeit.

Herrn Professor Dr.Dr. J. Brüggemann habe ich für die Übernahme der Arbeit zu danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Ch. Kopp und Herrn Dr. F. Baum für ihre ständige und hilfreiche Unterstützung und Förderung der Arbeit.

Frl. M. Mungenast danke ich für die Hilfe bei der Anfertigung der Tabellen und Graphiken.

Ferner möchte ich allen danken, die durch Einsendung von Untersuchungsmaterial die Voraussetzungen für die Arbeit geschaffen haben, insbesondere der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz in Nürtingen, Herr V. Looft in Kiel, Herrn Dr. Trommer in Coburg und Herrn Prof. Dr. C. Saar in Berlin.

## Lebenslauf

Am 4. April 1949 wurde ich, Ulrich Helmut Schneider, als Sohn des Graveurs Erich Schneider und seiner Ehefrau Martha, geb. Bornemann in Wuppertal-Barmen geboren.

Von 1955 bis 1959 besuchte ich die Volksschule, von 1959 bis 1967 besuchte ich das Carl-Duisberg-Gymnasium in Wuppertal-Barmen, am 7.Juni 1967 bestand ich dort die Reifeprüfung.

Im Wintersemester 1967/68 begann ich an der Universität München mit dem Studium der Veterinärmedizin. Nach bestandenem Vorphysikum wechselte ich zum Wintersemester 1968/69 zur Universität Gießen.

Nach dem Physikum setzte ich das Studium ab Wintersemester 1969/70 an der Universität Zürich fort, wo ich am 17.Mai 1972 die tierärztliche Fachprüfung ablegte.

Die Erteilung der deutschen Approbation erfolgte am 12.November 1974.

Nach dem Studium arbeitete ich als Praxisvertreter in der Schweiz.

Vom März 1973 bis Juni 1974 leistete ich als Kriegsdienstverweigerer in Freiburg im Breisgau den Zivildienst ab. Während dieser Zeit hatte ich Gelegenheit, am Tierhygienischen Institut Freiburg mit der Dissertation zu beginnen.

Von Januar bis Oktober 1975 nahm ich am 12. Seminar für Tropenveterinärmedizin in Berlin teil.

Zur Zeit bin ich wieder als Praxisvertreter tätig.